

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

Davi de Lacerda Ramos

**INTENSIFICAÇÃO ECOLÓGICA COMO UMA ALTERNATIVA PARA AUMENTAR A
PRODUÇÃO AGRÍCOLA NO CERRADO**

Brasília, 2017

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

**INTENSIFICAÇÃO ECOLÓGICA COMO UMA ALTERNATIVA PARA AUMENTAR A
PRODUÇÃO AGRÍCOLA NO CERRADO**

Davi de Lacerda Ramos

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Dr^a Luísa G. Carvalheiro

Brasília, 2017



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Dissertação de Mestrado

DAVI DE LACERDA RAMOS

Título:

“Intensificação ecológica como uma alternativa para aumentar a produção agrícola no Cerrado”

Banca examinadora:

Prof^ª. Dr^ª. Luísa Gigante Carvalheiro

Presidente / orientador

ECL / UNB

Prof. Dr. Edison Ryoiti Sujii

Membro titular

ECL / UNB

Prof^ª. Dr^ª. Tereza Cristina Giannini

Membro titular

UFPA

Prof. Dr. Aldicir Scariot

Membro suplente

ECL / UNB

Brasília, 28 de julho de 2017

AGRADECIMENTOS

Sou grato primeiramente a Deus pelo dom da vida, pelo sustento diário e por abrir esta porta para a realização do mestrado. Agradeço a minha família, que sempre esteve presente me apoiando e orientando para que eu conseguisse concluir esta etapa. Aos amigos e irmãos em Cristo, que sempre me ajudaram em oração.

Agradeço grandemente a Prof. Dra. Luísa Carvalheiro por ter aceitado me orientar, pela presença constante, pelo conhecimento transmitido e, sobretudo, pela paciência ao longo deste período. À prof. Dra. Mercedes Bustamante que tão gentilmente abriu as portas do laboratório, e me auxiliou trazendo sempre comentários e conselhos pertinentes.

Aos colegas da Universidade de Brasília e do laboratório de ecossistemas que fizeram parte desta trajetória e que me auxiliaram em diversos momentos para que eu conseguisse concluir esta etapa. Aqui destaco alguns destes:

Ao Felipe, pelo companheirismo e disposição nas saídas campo e nos trabalhos braçais de laboratório para triagem do material coletado e pelo auxílio, sobretudo, nas análises de paisagem.

Aos colegas Patrick, Matheus, Samia, Williane, Lays, Daniel e Maria pelo auxílio nos trabalhos de campo e laboratório.

À Dra. Maria Regina Sartori, a nossa “segunda mãe”, pelas orientações na realização das atividades de laboratório e pelos conselhos práticos da vida acadêmica.

Ao Thiago Mello, por sempre compartilhar do seu amplo conhecimento sobre plantas e abelhas, me ajudando na discussão dos meus dados.

Ao prof. Dr. Antonio Aguiar e aos demais colegas/professores taxonomistas (Dr. José Pujol, Dr. John Smit, Dra. Marina Frizzas, Wesley Rocha e Dr. Carlos Pinheiro) pela disposição em me ajudar na identificação dos insetos coletados e em contribuir para o aperfeiçoamento do trabalho.

Aos professores Dr. Edison Sujii, Dra. Tereza Cristina Giannini e Dr. Aldicir Scariot, que aceitaram fazer parte da minha banca para contribuir com o trabalho.

Aos amigos Jônatas Cunha e Nayara Sano, pelas caronas semanais para a UnB e pela ajuda e conselhos na realização do meu trabalho.

As amigas Caroline Dutra de Melo, Márcia Cristina e Bárbara Olinda, pelo auxílio nas correções da tradução do texto em inglês, nas correções do português e auxílio na revisão das referências.

Enfim, a todos os que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho e que estiveram comigo ao longo destes dois anos: Muito obrigado!!!

RESUMO

A expansão da população mundial está aumentando a pressão para maximizar a produção agrícola. As práticas de intensificação agrícola convencionais incluem o aumento da aplicação de produtos químicos (agrotóxicos e fertilizantes) e a expansão dos campos de cultivo. Tais práticas levam à redução e fragmentação do habitat natural, lixiviação de nutrientes e poluição por agrotóxicos, o que inevitavelmente redundará em declínios de biodiversidade local e dos serviços ecossistêmicos associados. A intensificação ecológica da agricultura, que consiste na aplicação de práticas de manejo que visam aumentar a produção através do incremento de serviços ecossistêmicos (i.e. polinização), surge como uma alternativa de desenvolvimento sustentável à intensificação convencional. A manutenção da biodiversidade e seus serviços associados podem não só maximizar a produtividade agrícola, mas também atuar como alternativa compensatória para redução no uso de insumos inorgânicos associados às práticas convencionais. Poucos estudos têm avaliado o balanço da entre produção e proteção ambiental pela intensificação ecológica, sobretudo no Cerrado, que vem sofrendo com o avanço da agricultura convencional. Do mesmo modo, pouco se sabe sobre o efeito de práticas locais de fertilização e da estrutura da paisagem sobre a abundância e riqueza de visitantes florais de campos agrícolas inseridos neste bioma. Este trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos das práticas de fertilização (intensificação convencional) e o provimento de serviços ecossistêmicos (intensificação ecológica) na produtividade agrícola do feijão comum (*Phaseolus vulgaris* L.). Foi também avaliado como estas práticas e as características da paisagem afetam a comunidade de visitantes florais. Os resultados mostraram, tal como esperado, que tanto as práticas de intensificação convencional (fertilização) e ecológica (aumento de polinizadores) beneficiam a produção de feijão. No entanto, a aplicação de fertilizantes nitrogenados (N) trouxe diferentes respostas na produção, de acordo com a densidade de polinizadores nativos, mas esteve positivamente relacionada com aumento na densidade de *Apis mellifera*, uma espécie exótica que trouxe efeitos negativos para a produção. Não foi possível encontrar um efeito significativo para a densidade de predadores, provavelmente devido a alta aplicação de agrotóxicos para o controle de pragas. A cobertura de vegetação (semi) natural na menor escala (500 metros) beneficiou os polinizadores e predadores, bem como a riqueza de espécies, mas o aumento da distância a estes sítios só afetou negativamente os polinizadores nativos. Os resultados deste trabalho indicam a necessidade de um equilíbrio entre intensificação agrícola e ecológica, como uma forma sustentável de atender às constantes demandas sobre produção e o consumo de alimentos no Brasil e no mundo.

Palavras-chave: Serviços ecossistêmicos, fertilização, nitrogênio, intensificação agrícola, paisagem, polinização, *Phaseolus vulgaris*

LISTA DE FIGURAS

- Fig.1** – Aumento do consumo de fertilizantes a nível mundial ao longo do tempo. Aumentos acentuados ocorreram após a segunda metade do séc. XX, marcando um período de intensas mudanças ambientais decorrente das atividades antrópicas. Fonte: adaptado de IGBP - <http://www.igbp.net/>..... 15
- Fig.2** – Efeito da estrutura da paisagem e práticas de fertilização sobre os diferentes grupos que compõem a comunidade de visitantes florais (polinizadores, agentes de controle biológico e pragas), seus serviços prestados no contexto agrícola (serviço intermediário) e seus efeitos sobre a produção (serviço final). Setas sólidas pretas indicam um efeito positivo (+). Setas tracejadas indicam efeito negativo (-). Setas sólidas cinzas indicam potenciais efeitos que poderão ser positivos ou negativos..... 16
- Fig.3** – Study area inserted in Cerrado biome (a), located in the central region of Brazil (Federal District, 15° 46' 34.223" S 47° 52' 9.548" W), showing the location of the 35 sampling sites used in this study (b). This area is characterized by high degree of land conversion, with large monocultures. The top right image provides an example of buffers (500 meters radii) with land-use classes selected around the fields (c)..... 25
- Fig.4** – Diversity of floral visitors of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.): moth representing an agricultural pest species (A); *Allograpta exótica* cf. (Syrphidae), known as biocontrol agent of common pests of bean (B); *Apis mellifera* (Hymenoptera) pollinating bean flower (C); *Paratrigona lineata* (Hymenoptera), a native stingless bee commonly found in bean flowers (D); thumbtack (Hemiptera) robbing on bean flower (E); *Bombus* sp. (Hymenoptera) (F) and *Trigona spineps* (Hymenoptera) (G) pollinating bean flower..... 30
- Fig.5** – Effect of the density of exotic pollinators (i.e. *Apis mellifera*) on common bean productivity. Points represent partial residuals (i.e. variability not explained by the other variables included in the model)..... 33
- Fig.6** – Effect of density of native pollinators on common bean productivity under different levels of nitrogen (N) input. Points represent partial residuals (i.e. variability not explained by the other variables included in the model). When N input is low, the increase of density of native pollinators leads to increases of productivity per flower. When N input is high, density of native pollinators leads to a decrease of productivity per flower..... 34

Fig.7 – Effects of local management practices (nitrogen input and maintenance of native vegetation within agricultural landscape) on pollinators, biocontrol agents and species richness. The points represent partial residual. The graphs are based on the variables selected on the best models ($\Delta AICc$ values < 2), having used always the model with greatest number of environmental variables (model 1 for native bees, model 4 for exotic bees, biocontrol agents and pests, model 1 for richness, see Table 3). Pest data used were based on probability of occurrence, and the vegetation cover scale used in this model was 2000 meters (more details see in Table S3)..... 37

Fig.8 – Distribution of pollinator species (native and exotic) and biocontrol agents along a gradient of increasing input of N (P1 had the highest N input and P35 the lowest). The width of the boxes in the top level (flower visitors) is proportional to the overall abundance of the species. The width of the boxes in the lower level (sampling sites) is proportional to the visitation rates within each site. Below, there is the % of vegetation cover of each sampling point..... 38

LISTA DE TABELAS

Table 1 – Details of the study areas and production deficit (local: maximum production) data where flower visitation and yield data were collected. All areas are common bean fields (<i>Phaseolus vulgaris</i>), located in Distrito Federal, Brazil, during 2015/16 and 2016/17 seasons.....	24
Table 2 – Effect of ecosystem services providers that act as ecosystem service agents (pollinators and biocontrol agents) and nitrogen input on productivity per flower and overall land productivity of common bean (<i>P. vulgaris</i>) farms. The variables considered were flower visitor’s richness (RF), density of native (DN) and exotic (DE) pollinators, density of biocontrol agents (BCT) and input of nitrogen (N). The * represents the two-way interaction between explanatory variables. The symbol ‘x’ indicates terms that were included in the models. For each model we present the weight, Akaike information criterion corrected for small sample sizes (AICc), and the deviation of AICc value in relation to the best model (Δ AICc). Although the table only lists the models with Δ AICc lower than 2, all models were considered in the calculation of the average estimates.....	32
Table 3 – Effect of nitrogen input (N), distance from native vegetation (D) and area of native vegetation (VC) on density and richness of flower visitors (native and exotic). The * represents the two-way interaction between explanatory variables. The symbol ‘x’ indicates terms that were included in the models. For each model we present the weight, Akaike information criterion corrected for small sample sizes (AICc), and the deviation of AICc value in relation to the best model (Δ AICc). Although the table only lists the models with Δ AICc lower than 2, all models were considered in the calculation of the average estimates.....	35
Table S1 – Management practices applied in each study area that can influence nitrogen (N) and phosphorous (P) content. For all study areas surrounding vegetation was Cerrado (Brazilian savanna and forest formations).....	61
Table S2 – Details of the species of insects found visiting common bean in our study region. The main ecological function of each species was defined based on the behaviour described in the indicated references.....	65

Table S3 – Selection of the most influential spatial scale when evaluating the effects of vegetation cover on flower visitors’ variables: Density of native (Nat.fl), exotic (Exot.fl), species richness (Ric.fl), biocontrol agents (Bio.ctrl) and pests. Selection was done by comparing the Akaike Information Criterion corrected for small sample size (AICc) of models with vegetation cover (measured at four different scales) as explanatory variable..... 68

Table S4 – Geographical location and soil characteristics of the study areas used in this study 69

SUMÁRIO

1 REVISÃO DA LITERATURA.....	10
1.1 SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E A INTENSIFICAÇÃO ECOLÓGICA NA AGRICULTURA.....	10
1.2 ESTRUTURA DA PAISAGEM E SUA INFLUÊNCIA SOBRE OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM SISTEMAS AGRÍCOLAS.....	12
1.3 PRÁTICAS DE MANEJO LOCAL E SUA INFLUÊNCIA SOBRE OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E A PRODUÇÃO DE SISTEMAS AGRÍCOLAS	14
1.4 AMEAÇAS E PRESSÕES ANTRÓPICAS SOBRE O CERRADO	16
1.5 ASPECTOS REPRODUTIVOS E EXIGÊNCIAS NUTRICIONAIS DO FEIJOEIRO.....	18
2 OBJETIVOS E HIPÓTESES	19
CAPÍTULO DE DADOS: FERTILIZATION PRACTICES WITHIN AGRICULTURAL SYSTEMS AFFECT ECOSYSTEM SERVICE PROVISION IN BRAZILIAN SAVANNAS: COMMON BEAN AS A CASE STUDY.....	20
ABSTRACT.....	21
INTRODUCTION	22
MATERIALS AND METHODS	24
Soil analyses.....	26
Flower visitation collection analyses	27
Production collection analyses.....	28
Landscape analyses.....	28
Statistical analyses	29
RESULTS	30
Effect of ecosystem service providers and N input on bean production	31
Influence of fertilization practices and landscape characteristics on flower visitors.....	35
DISCUSSION	39
Effect of ecosystem service providers and N input on bean production	40
Influence of fertilization practices and landscape characteristics on flower visitors.....	42
SYNTHESIS AND MANAGEMENT IMPLICATIONS.....	44
ACKNOWLEDGEMENTS	45
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	46
REFERÊNCIAS	50
GLOSSÁRIO	61
APÊNDICE A - Tabelas suplementares	62

1 REVISÃO DA LITERATURA

Até o ano de 2016, a população mundial foi estimada em 7.4 bilhões. Estimativas recentes indicam que até 2050, este número pode chegar a 9.9 bilhões (PRB, Population Reference Bureau, 2016). Como consequência, a demanda pela produção de alimentos também está a aumentar, estando projetada para dobrar até meados deste século (Kremen & Miles, 2012). Além disso, o acesso a informações de saúde alimentar de forma globalizada tem levado consumidores a procurar alimentos, como frutas e verduras mais saudáveis e de maior relevância nutricional (Garnett *et al.* 2013). Diante deste cenário, tem havido um grande investimento para o crescimento do setor agrícola nas últimas décadas, de forma a remover os fatores limitantes (i.e. escassez de água e nutrientes inorgânicos, presença de pragas e plantas daninhas) à produtividade das culturas (Bommarco *et al.* 2013).

A expansão de áreas cultivadas e intensificação no uso de insumos químicos, como fertilizantes e agrotóxicos, são exemplos de práticas agrícolas oriundas do modelo de intensificação convencional da agricultura (Steffen *et al.* 2004). Contudo, tais práticas levam a simplificação e degradação da paisagem, perda de biodiversidade e declínio de uma série de serviços ambientais (Kremen & Miles, 2012, Bommarco *et al.* 2013). Estratégias sustentáveis que promovam o balanço entre produção e proteção ambiental (i.e. intensificação ecológica) devem ser implementadas de forma a minimizar os impactos ambientais gerados pela agricultura. Contudo, pouco ainda se sabe sobre como as práticas de manejo locais (e.g. fertilização química) e as características da paisagem afetam provimento de serviços ecossistêmicos na agricultura.

1.1 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E A INTENSIFICAÇÃO ECOLÓGICA NA AGRICULTURA

A partir de meados do séc. XX, com o advento da revolução verde, o entendimento da existência de benefícios oriundos dos ecossistemas naturais para a sociedade aumentou o interesse público para ações de conservação da biodiversidade, marcando o início da história moderna dos serviços ecossistêmicos (Gómez-Baggethun *et al.* 2010). Costanza *et al.* (1997) avaliaram a contribuição econômica dos serviços ecossistêmicos em cerca de 33 trilhões de dólares ao ano para dezessete serviços prestados pelos ecossistemas em nível global. Embora tenham surgido críticas a este trabalho, devido à forma superficial como a valoração dos

serviços foi feita (Editorial, 1998; Silvertown, 2015), este estudo trouxe visibilidade para o tema, enfatizando a sua aplicabilidade e importância em estudos de ecologia aplicada, manejo de recursos naturais e desenvolvimento de políticas ambientais (Gómez-Baggethun *et al.* 2010).

Os serviços ecossistêmicos são considerados bens e serviços que o ser humano obtém diretamente do funcionamento ecológico dos ecossistemas (Silvertown, 2015). De acordo com o Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), estes serviços são subdivididos em: serviços de provisão, suporte, recreacionais e reguladores (mais detalhes no glossário). Dois importantes serviços reguladores associados à produção de alimentos são a polinização e o controle biológico (Shackelford *et al.* 2013; Stward *et al.* 2014). A polinização biótica, que consiste na transferência de grãos de pólen da antera para o estigma das flores (Rech *et al.* 2014), é um serviço essencial para a agricultura, já que mais de 70 % das culturas são beneficiadas pela visitação por animais que fazem este serviço (Klein *et al.* 2007). Seu valor econômico já foi estimado em US\$ 200 bilhões/ano em nível mundial (Gallai *et al.* 2009) e US\$12 bilhões para o Brasil (Giannini *et al.* 2015), tendo em conta apenas culturas com maior grau de dependência deste serviço. Mesmo as culturas pouco dependentes dos polinizadores podem ser beneficiadas por este serviço, por aumentos na produtividade e qualidade dos frutos e sementes. (Hoc & García, 1999; Douka & Fohouo, 2013; Garibaldi *et al.* 2013; Masiga *et al.* 2014).

A diversidade morfológica e comportamental das abelhas permite que estes insetos explorem uma ampla gama de tipos florais, atribuindo a elas um importante papel como agentes de polinização na agricultura (Rech *et al.* 2014). Contudo, outros grupos de himenópteros (e.g. vespas), ou mesmo outras ordens (e.g. dípteros) podem atuar como polinizadores, mesmo sendo menos eficientes (Rech *et al.* 2014). Além da polinização, os sirfídeos (Diptera: Syrphidae) podem, por exemplo, apresentar modos de alimentação variados durante a fase larval (e.g. predadores), conferindo a este grupo o potencial de realizar outro serviço, como o controle biológico de pragas (Parra *et al.* 2002; Meyer *et al.* 2017). O controle de pragas por inimigos naturais tem também um papel importante na agricultura (Oerke, 2005; Shackelford *et al.* 2013; Simon *et al.* 2014), uma vez que pode reduzir as populações de pragas, e assim tornar as culturas bem menos dependentes do uso de agroquímicos (Parra *et al.* 2002). Em contra partida, mesmo com o aumento no uso de agrotóxicos, as estimativas de perdas de produtividade devido à presença de pragas agrícolas variam de 14 a 35% entre culturas (Bommarco *et al.* 2013). Estes serviços possuem, portanto,

um papel relevante para a estabilização da produtividade e a resiliência dos sistemas de produção agrícola (Steward *et al.* 2014).

A constante demanda pela produção de alimentos tem levado a uma intensificação dos sistemas agrícolas, trazendo uma série de prejuízos ao meio ambiente. Estima-se, por exemplo, que a agricultura contribua com cerca de 25% das emissões de gases de efeito estufa. A poluição ambiental proveniente da agricultura (fertilizantes e agrotóxicos com algum grau de toxicidade para o ambiente) também tem efeitos negativos na biodiversidade, e para a saúde humana (Devine, 2007). Para tentar minimizar tais impactos negativos da intensificação agrícola, nas últimas décadas tem-se debatido como práticas de intensificação ecológica da agricultura poderão substituir e balancear práticas de intensificação convencional (Bommarco *et al.* 2013; Tiftonell, 2014; Kovács-Hostyánszki *et al.* 2017).

A intensificação ecológica consiste no uso competente de funções e serviços da natureza, em diferentes escalas, visando o aumento da produtividade agrícola e diminuição da necessidade de mudanças do uso da terra e dependência de uso de produtos químicos (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2017). Desta forma, estas práticas minimizam os impactos ambientais, conduzindo a produção agrícola a um espaço de produção global mais seguro e sustentável (Bommarco *et al.* 2013). Práticas agroecológicas (ex. uso de plantio direto, palhada como cobertura do solo, rotação de culturas) em sistemas agrícolas são bons exemplos de modelos de intensificação ecológica (Tiftonell, 2014), uma vez que contribuem para a permanência de processos ecológicos locais e o fornecimento de serviços ecossistêmicos, como forma de manter a produtividade dos sistemas agrícolas (Malézieux, 2012; Wezel *et al.* 2014; Hatt *et al.* 2016).

1.2 ESTRUTURA DA PAISAGEM E SUA INFLUÊNCIA SOBRE OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM SISTEMAS AGRÍCOLAS

Paisagens são áreas mais ou menos heterogêneas no aspecto espacial e, que possuem uma estrutura, função e susceptibilidade próprias a mudanças ambientais. Elas podem ser observadas sob diferentes escalas, tanto espaciais (e.g. metros a quilômetros) quanto temporais (e.g. meses a anos) (Turner, 1989). A influência do ser humano torna as paisagens em mosaicos de manchas naturais e manejadas de diferentes tamanhos, formas e arranjos, que tendem a apresentar padrões menos complexos do que aquelas submetidas a distúrbios naturais (Turner, 1989).

A fragmentação e a homogeneização da paisagem levam a uma menor diversidade de habitats e de nichos ecológicos, e conseqüentemente, a extinções locais de populações de espécies mais sensíveis a alterações ambientais, e de serviços ambientais, como a polinização biótica (Antonini *et al.* 2003; Potts *et al.* 2010). Esforços para conservação de espécies têm se intensificado frente a crescente alteração de paisagens naturais decorrentes da influência antrópica (Klink & Machado, 2005). Estas ameaças (e.g. perda de habitats, fragmentação) são de grande preocupação por atuarem de forma sinérgica, podendo afetar negativamente a biodiversidade (Fahrig, 2003; 2010), e paradoxalmente, a qualidade de vida e o bem-estar do próprio ser humano (Potts *et al.* 2016).

Muitas espécies de insetos responsáveis pela polinização biótica respondem de forma diferenciada às alterações da paisagem (Rader *et al.* 2016). Para os polinizadores da maior parte das espécies das culturas agrícolas, como as abelhas, o isolamento ao habitat natural (resultado da constante perda e conversão de áreas nativas de vegetação) impacta negativamente a abundância e riqueza de espécies, sobretudo aquelas que são nativas ou com capacidade de voo limitada (Ricketts *et al.* 2006, 2008; Carvalheiro *et al.* 2011). Além disso, insetos visitantes florais de culturas agrícolas diferem na sua estratégia de forrageio. Abelhas, por exemplo, são chamadas de “*central-based foragers*”, pois retornam sempre a um ninho fixo (Ricketts *et al.* 2006). As moscas (e.g. sirfídeos), por outro lado, não utilizam ninhos fixos e, portanto, podem se movimentar mais livremente na paisagem (Jauker *et al.* 2009). Outros aspectos comportamentais e do hábito de vida (e.g. se são espécies solitárias ou sociais, se nidificam no solo ou em cavidades de árvores) destes animais e de outros invertebrados podem influenciar o grau de impacto que estes insetos sofrem mediante as mudanças da paisagem (Ferreira *et al.* 2015).

A degradação da qualidade dos habitats também impacta diretamente as populações e comunidades de visitantes florais devido à perda de fontes de recursos florais durante épocas do ano em que as espécies agrícolas não estão em flor, e de locais de nidificação (Rech *et al.* 2014). Contudo, espécies de visitantes florais que atuam como pragas agrícolas são normalmente especializadas em uma ou poucas culturas, sendo pouco dependentes dos recursos complementares oriundos de habitats naturais presentes dentro da paisagem agrícola (Simon *et al.* 2014).

Modificações na paisagem em sistemas agrícolas podem não só impactar as espécies mas também prejudicar a manutenção do fornecimento de serviços ecossistêmicos, como a polinização e o controle biológico de pragas (Garibaldi *et al.* 2011; Veres *et al.* 2013; Steward *et al.* 2014). Ações envolvendo práticas de manejo locais (e.g. plantio direto, aumento da

diversidade de plantas com flores) e dentro da paisagem (e.g. conservação de vegetação semi-natural ao redor dos campos) podem ser, portanto, cruciais para a preservação de comunidades de visitantes florais mais diversas, mas, sobretudo, para prover serviços ecossistêmicos chaves para o aumento da produção agrícola (Parra *et al.* 2002; Jauker *et al.* 2009; Garibaldi *et al.* 2014; Meyer *et al.* 2017). Contudo, mais pesquisas envolvendo efeito de modificações da paisagem sobre a manutenção de serviços ecossistêmicos são necessárias, sobretudo em locais biodiversos que tem sofrido com a crescente expansão da agricultura convencional.

1.3 PRÁTICAS DE MANEJO LOCAL E SUA INFLUÊNCIA SOBRE OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E A PRODUÇÃO DE SISTEMAS AGRÍCOLAS

A segunda metade do século XX foi marcada pelo início de um período único na história da humanidade, envolvendo intensas transformações decorrentes das atividades do ser humano sobre planeta Terra, também conhecido como a “era do Antropoceno” (Steffen, 2004). Tais transformações decorrentes do acelerado crescimento populacional envolveram, por exemplo, uma série de avanços nas práticas agrícolas que se difundiram mundialmente, frente a constante demanda pela produção de alimentos, como o aumento no consumo de insumos químicos, como agrotóxicos e fertilizantes (Figura 1) (Mendes *et al.* 2003; Tamburini *et al.* 2015).

O declínio da biodiversidade e de seus serviços associados em sistemas agrícolas em decorrência do uso de agrotóxicos são amplamente conhecidos (Brittain *et al.* 2010; Potts *et al.* 2016). Classes de inseticidas, como neonicotinoides, já foram proibidas de serem utilizadas em países como os Estados Unidos (EPA, Environmental Protection Agency, 2015) devido aos seus efeitos letais e sub-letais (e.g. alteração do comportamento e fisiologia) em diversos insetos, como a espécie *Apis mellifera* (Williams *et al.* 2015). Contudo, pouco ainda se sabe sobre como os fertilizantes usados na agricultura afetam a sobrevivência destes animais e dos serviços por eles prestados. Elementos como o fósforo (P) e nitrogênio (N) e potássio (K) são essenciais para todos os organismos, e estão entre os elementos mais usados na agricultura, sendo fundamentais para o desenvolvimento adequado das plantas (Reetz Jr, 2016).

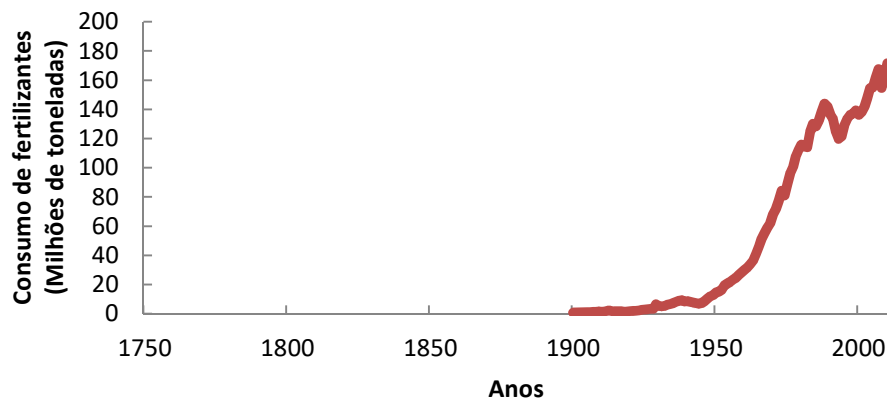


Fig. 1 - Aumento do consumo de fertilizantes a nível mundial ao longo do tempo. Aumentos acentuados ocorreram após a segunda metade do séc. XX, marcando um período de intensas mudanças ambientais decorrente das atividades antrópicas. Fonte: adaptado de IGBP - <http://www.igbp.net/>.

Fertilizantes nitrogenados, são particularmente importantes devido a sua contribuição para a produção de alimento global, que triplicou nos últimos 50 anos (Mosier *et al.* 2004), beneficiando quase 50% das 7 bilhões de pessoas em todo o mundo (Reetz Jr, 2016). Contudo, a tentativa de reverter casos de déficits de produção (dado às mudanças ambientais cada vez mais comuns) levam produtores a aplicarem doses excessivas de fertilizantes, prática comum em diversas áreas no mundo (Mosier *et al.* 2004). Embora a demanda por nitrogênio possa variar de acordo com cada cultura agrícola, curvas de resposta normalmente possuem um mesmo padrão: mostram um incremento da produção com o aumento do suprimento de N até um determinado nível, seguido de um declínio (Butterbach-Bahl & Gundersen, 2011). O uso excessivo de fertilizantes nitrogenados pode, portanto, trazer sérias consequências econômicas, por respostas negativas de produção, mas também sociais (e.g. doenças respiratórias induzidas pela poluição atmosférica) e ambientais, como a acidificação do solo pelo excesso de nitrogênio ou processos de eutrofização de sistemas terrestres e aquáticos (Mosier *et al.* 2004). Regiões com solos naturalmente limitantes na disponibilidade de nutrientes, como ocorre no bioma Cerrado, podem ser particularmente susceptíveis a aumentos no fornecimento de fertilizantes químicos visando ganhos na produção agrícola (Sawyer *et al.* 2016).

A presença de nutrientes em excesso pode, por exemplo, afetar traços reprodutivos das plantas, como número e tamanho das flores (Muñoz *et al.* 2005), a quantidade e qualidade de recursos florais (Burkle & Irwin, 2009; 2010), e conseqüentemente, seus visitantes (Ceulamans *et al.* 2017). Segundo Gils *et al.* (2016), o aumento no fornecimento de serviços de polinização pode contribuir para a produtividade das culturas independentemente do

suprimento de fertilizantes sintéticos. Outros autores, como Marini *et al.* (2015) sugerem que efeitos interativos podem ocorrer, e que a polinização por insetos poderia compensar menores aplicações de nitrogênio, mantendo os níveis de produção. No entanto, pouco ainda se sabe sobre como diferentes aplicações de fertilizantes afetam a biologia de insetos (Ceulemans *et al.* 2017) que compõe a comunidade de visitantes florais e os serviços por eles prestados (i.e. serviços intermediários, como a polinização biótica), ou como estes serviços interagindo com a fertilização (relações de *trade-offs* ou sinergias) afetam a produção (serviço final), conforme ilustrado na Figura 2.

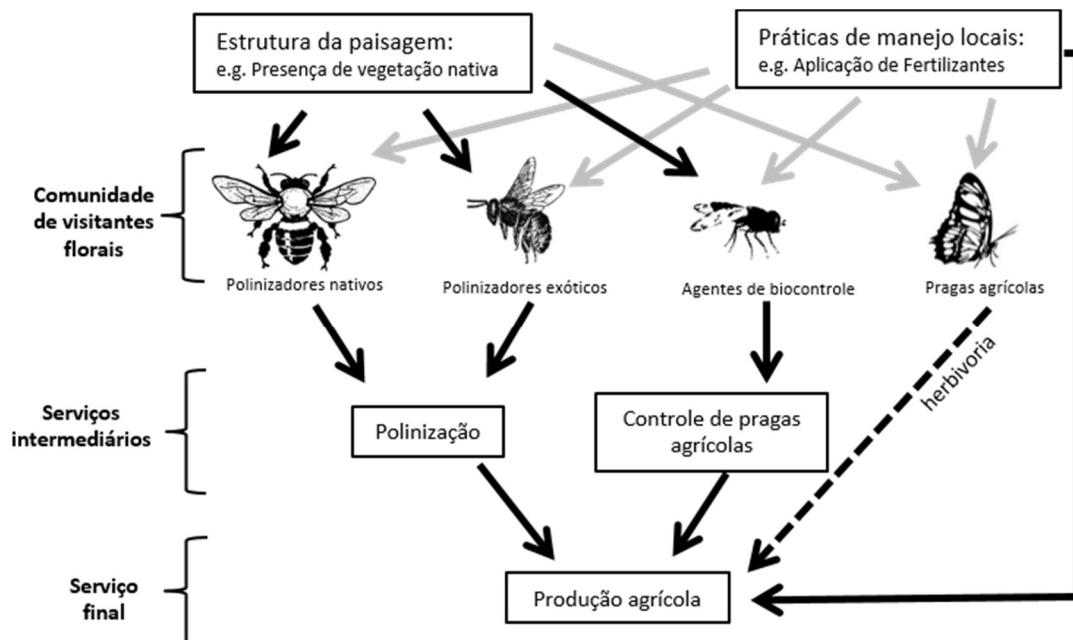


Fig. 2 – Efeito da estrutura da paisagem e práticas de fertilização sobre os diferentes grupos que compõem a comunidade de visitantes florais (polinizadores, agentes de controle biológico e pragas), seus serviços prestados no contexto agrícola (serviço intermediário) e seus efeitos sobre a produção (serviço final). Setas sólidas pretas indicam um efeito positivo (+). Setas tracejadas indicam um efeito negativo (-). Setas sólidas cinzas indicam potenciais efeitos que poderão ser positivos ou negativos.

1.4 AMEAÇAS E PRESSÕES ANTRÓPICAS SOBRE O CERRADO

A savana tropical brasileira (Cerrado), destaca-se por sua extensão geográfica (ca. 2 milhões de quilômetros quadrados), sendo o segundo maior bioma na América latina, de grande importância histórica e cultural no Brasil (Lahsen *et al.* 2016). Este bioma está localizado na porção central do país, e possui papel chave no fornecimento de água do Brasil e de países vizinhos por ter em seu território, três das maiores bacias hidrográficas da

América do Sul (Strassburg *et al.* 2017). É constituído por mosaicos de diferentes formações vegetacionais (campestre, savânica e florestal), com um gradiente contínuo de fitofisionomias, resultando em uma elevada heterogeneidade de habitats (Oliveira & Marquis, 2002; Scariot, Sousa-Silva & Felfili, 2005). O solo predominante é latossolo vermelho (Embrapa, 1999) e apresenta as seguintes características: pH levemente ácido; limitado por nutrientes, principalmente fósforo e cálcio; rico em elementos como Alumínio (Al), que em elevadas quantidades são tóxicos as raízes das plantas (Oliveira & Marquis, 2002). Aplicações elevadas de fósforo são normalmente requeridas em campos agrícolas inseridos neste bioma, uma vez que este nutriente tende a ser imobilizado por óxidos de Fe e Al, tornando-os ainda menos disponíveis para as plantas (Oliveira & Marquis, 2002).

Este bioma é considerado um dos 35 hotspots de biodiversidade (Myers, 2001) caracterizado pelo elevado grau de endemismo e risco de extinção de espécies, além de ser tida como a savana tropical com maior riqueza de espécies no mundo (Klink & Machado, 2005). Contudo, a carência de medidas de proteção fez com que aproximadamente metade da sua vegetação nativa fosse convertida (Klink & Machado, 2005; Strassburg *et al.* 2017).

A expansão da fronteira agrícola no Cerrado (correspondente a mais de 40% da área total do bioma) elevou o Brasil a uma posição de destaque no cenário internacional tornando-se um dos líderes na produção e exportação de grãos (e.g. soja), algodão e carnes (Faleiro & Neto, 2008; Lahsen *et al.* 2016). Contudo, uma vez que os solos do Cerrado são naturalmente pobres em nutrientes, fertilizantes químicos são normalmente aplicados em grandes quantidades para sustentar a fertilidade do solo e suprir a demanda de nutrientes requeridos pela produção agrícola (Sawyer *et al.* 2016). Este input de nutrientes pode trazer diversas consequências ambientais como o aumento na emissão de gases poluentes (e.g. óxido nitroso – N_2O), alteração de ciclos biogeoquímicos, processos de eutrofização de ecossistemas terrestres e aquáticos e mudanças climáticas em escala local e regional (Smith *et al.* 2016).

O aumento da pressão antrópica mediante a intensificação da agricultura e desmatamento no bioma cerrado tem colocado em “cheque” a manutenção de uma série de serviços essenciais para a sobrevivência humana (Scariot, Sousa-Silva & Felfili, 2005; Lahsen *et al.* 2016). Existe a necessidade de maiores esforços por parte do governo e da sociedade civil para evitar que este bioma chegue ao colapso. O cenário ideal a ser alcançado é aquele que estabeleça um balanço entre a produção (viés econômico) e a proteção, através de estratégias e ações de conservação e restauração das áreas nativas e de suas funções e serviços ecológicos (Strassburg *et al.* 2017).

1.5 ASPECTOS REPRODUTIVOS E EXIGÊNCIAS NUTRICIONAIS DO FEIJOEIRO

O feijão comum é caracterizado por possuir flores dispostas em inflorescências racemosas, axilares e terminais. Sua flor é papilionácea, bilateral, com a corola formada por cinco pétalas: uma mais externa e maior (estandarte), duas laterais menores (asas) e duas inferiores, fusionadas e que envolvem os órgãos reprodutivos (quilha) (Silva & Costa, 2003). Sua coloração varia de acordo com a variedade, podendo ser branca, rósea ou violeta, de forma uniforme ou bicolor). A antese ocorre pela manhã, com duração de 9 a 13 horas (Hoc & García, 1999). O número de botões florais produzidos, de acordo com Silva & Costa (2003), difere entre as variedades de feijão cultivadas de dois a cinco botões/rácimo.

A estrutura floral do feijão comum favorece maior ocorrência de auto-polinização, seja pela sincronia envolvendo a deicência da antera (liberação do pólen) e a receptividade do estigma antes da antese floral, como pela proximidade da antera e estigma dentro da flor (OECD, 2015). Desta forma, o estigma pode ser auto-polinizado antes de estar acessível aos insetos polinizadores. Entretanto, espécies de insetos, principalmente abelhas como mamangavas (e.g. *Bombus sp.* e *Xylocopa sp.*) e a abelha do mel (i.e. *Apis mellifera*) têm sido identificadas como potenciais agentes de polinização cruzada (Pereira *et al.* 2013; De Ron, 2015), sendo o número de espécies de visitantes florais amplo (Santana *et al.* 2002; Douka & Fohuo, 2013; A.B.E.L.H.A, 2017). Masiga e colaboradores (2014), por exemplo, sugeriram a possibilidade de déficits de polinização nesta cultura em situações de baixa abundância de polinizadores, particularmente abelhas do gênero *Xylocopa sp.*

Em termos de exigência nutricional, esta leguminosa possui alta demanda por nutrientes, como por exemplo, o nitrogênio (Sousa & Lobato, 2004). Para suprir tal demanda, *P.vulgaris* associa-se com bactérias fixadoras de nitrogênio (i.e. *Rhizobium*) formando nódulos em suas raízes (OECD, 2015). Contudo, a eficiência de fixação dos nódulos normalmente é baixa, sobretudo com estirpes nativas do Brasil, sendo recomendado a inoculação (Sousa & Lobato, 2004). Segundo Sousa & Lobato (2004), para o plantio de feijão comum em solos do Cerrado, a quantidade e período de adubação (de semeadura e/ou cobertura) recomendada (envolvendo uso de N, P₂O₅ e K₂O), variam em função da expectativa de rendimento (aplicações de 60-100 kg/ha de N para rendimentos de até 5 t/ha), textura do solo (teor de argila < que 15%, aplicar nitrogênio parcelado, em dois períodos ao longo do plantio), histórico da área cultivada (40% menos N necessário em áreas com o plantio anterior de soja nos últimos dois anos).

2 OBJETIVOS E HIPÓTESES

O objetivo geral da minha dissertação foi avaliar como práticas de manejo convencionais envolvendo diferentes aplicações de fertilizantes nitrogenados e características da paisagem agrícola (presença de fragmentos de vegetação natural) afetam a provisão de serviços ecossistêmicos (i.e. polinização e biocontrole) e a produtividade agrícola. O trabalho usou o feijão comum (*Phaseolus vulgaris* L.) como modelo de estudo. Esta espécie possui grande importância para a alimentação diária do brasileiro, por seu valor acessível e elevado teor proteico (Melo *et al.* 2009). Tem sido muito plantada nas safras das “águas” e “seca” em estados da região Centro-oeste do país que abrangem o bioma Cerrado, com perspectivas de aumento na produção a cada ano (Silva & Wander, 2015). Além do mais, esta leguminosa é muito exigente em termos de nutrientes como fósforo e nitrogênio (Sousa & Lobato, 2004; Meira *et al.* 2005). Com base no que já se conhece sobre os efeitos da abundância e diversidade de visitantes florais (Garibaldi *et al.* 2016) e de práticas convencionais de manejo (Vargas *et al.* 2000; Meira *et al.* 2005; Andersson *et al.* 2014) na produtividade das culturas agrícolas, e no que se sabe sobre as principais ameaças para a manutenção dos serviços ecossistêmicos (Marini *et al.* 2015; Steward *et al.* 2014), as principais hipóteses a serem testadas são:

- a) O aumento da abundância e riqueza de provedores de serviços ecossistêmicos (polinizadores e agentes de controle biológico) contribuirá para o aumento da produção do feijão, independente da origem das espécies (i.e. nativos ou exóticos);
- b) O benefício do serviço de polinização para a produção agrícola aumenta com a redução de nitrogênio aplicado;
- c) O aumento da aplicação de nitrogênio alterará a composição das comunidades de visitantes florais (i.e. polinizadores e agentes de biocontrole), sobretudo quando manchas de vegetação natural são mantidas próximo às áreas de plantio do feijão comum.

CAPÍTULO DE DADOS: FERTILIZATION PRACTICES WITHIN AGRICULTURAL SYSTEMS AFFECT ECOSYSTEM SERVICE PROVISION IN BRAZILIAN SAVANNAS: COMMON BEAN AS A CASE STUDY

(este capítulo foi escrito seguindo as normas de submissão do Journal of Applied Ecology)

Co-autores do artigo:

Davi de L. Ramos¹, Mercedes M. Bustamante¹, Felipe D. da Silva e Silva^{1 2} & Luísa G. Carvalheiro¹

¹Universidade de Brasília (UnB), ²Instituto Federal de Mato Grosso (IFMT)

ABSTRACT

The expansion of human population, and the growing concern on having healthier diets, has led to an increase in the demand for insect-pollinated crops. Conventional agricultural intensification practices (e.g. increased input of pesticides and fertilizers, expansion of cropland) have strong negative effects on local biodiversity. The negative effects of increased fertilizer input might be particularly accentuated in biodiversity hotspots that are naturally nutrient-poor (e.g. Brazilian Cerrado). Ecological intensification of farming, i.e. the use of practices that increase production through the increase of ecosystem services, emerges as an alternative for sustainable development. Yet, until now, few studies have evaluated interactive effects between conventional and ecological intensification.

This work aims to evaluate interactive effects between fertilization practices (conventional intensification) and the provision of ecosystem services (ecological intensification) of farms of the Cerrado, a region where conventional agriculture is rapidly expanding. We used common bean (*Phaseolus vulgaris* L.), a species that is particularly demanding in terms of nitrogen, as a focal study system. While the study focused on flower visitors, two different functional groups were detected: pollinators and biocontrol agents.

Our findings showed positive effects of native pollinators on crop yield, but those were only detected when nitrogen input was lower. This interactive effect could be due to changes in flower visitor community composition or behaviour. Indeed, the density of exotic honeybee which due to its behaviour as nectar robber, had a negative effect in production, was enhanced by fertilization input while effective pollinators were not. We also show that landscape management practices that minimize isolation from patches of natural vegetation, and maximize its cover within 500 meters of production areas can increase density and richness of ecosystem services providers. Species that are known to be efficient biocontrol agents of common bean also benefit from such practices, but in our study region no significant effect of this functional group was detected, probably due to the high input of pesticides which maintained the abundance of pests low.

We conclude that ecological intensification is a possible alternative for common bean plantation, if an adequate balance of chemical inputs and landscape management is achieved. If adopted, such practices can contribute to meet the constant demands on food production and consumption in Brazil and in the world, while minimizing losses of natural habitat.

Keywords: Agroecology, farmland landscape management, fertilization practices, nitrogen, pollination, pest control.

INTRODUCTION

Alternatives that promote the increase of agricultural productivity while minimizing environmental damage are essential for sustainable development (Garnett *et al.* 2013; Garibaldi *et al.* 2017; Kovács-Hostyánszki *et al.* 2017). On one hand, the increase in world human population (FAO, 2010) and the growing demand for healthier diets stimulate fruits and vegetables production especially in regions of the world where food insecurity is greatest (Garnett *et al.* 2013). On the other hand, there is urgency to reduce environmental degradation, and stop biodiversity loss (Butchart *et al.* 2010). Since agriculture intensification is a main driver of biodiversity loss (Altieri, 1999; Arntzen *et al.* 2017), it is important to promote more sustainable agricultural practices, such as ecological intensification (see Bommarco *et al.* 2013), whereby the productivity of agricultural land is increased through the improvement of ecosystem services.

Biotic crop pollination is an important ecosystem service (Klein *et al.* 2007; Garibaldi *et al.* 2013; 2016; Garratt *et al.* 2014; Potts *et al.* 2016), with a major importance to local and global economy (e.g. Costanza *et al.* 1997; Gallai *et al.* 2009; Giannini *et al.* 2015). Even crops that are less dependent on this service can have the productivity and quality of fruits and seeds enhanced (Hoc & García 1999; Douka & Fohouo 2013; Garibaldi *et al.* 2013; Masiga *et al.* 2014). Furthermore, enhances of flower visitors' abundance and richness can act synergistically, increasing benefits for crop yield (Greenleaf & Kremen 2006; Carvalheiro *et al.* 2010), this effects being detected in small and large scale farms (Garibaldi *et al.* 2016).

Farming practices aiming to increase the density and diversity of crop pollinators include the maintenance of nesting habitats and floral resources within farmland, and avoiding exacerbated application of pesticides (Ricketts *et al.* 2008; Brittain *et al.* 2010; Geiger *et al.* 2010; Freitas & Pinheiro, 2012; Kennedy *et al.* 2013; Garibaldi *et al.* 2014). These practices may also benefit other ecosystem services providers, such as natural enemies that may act as biocontrol agents (Steward *et al.* 2014). While many crop pests are polyphagous, as the life cycle of most species can occur entirely on agricultural fields (e.g. Baker *et al.* 2016, Tsafack *et al.* 2016), such practices are unlikely to increase pest density. Overall, previous studies suggest that for many crops, pollinator-dependent worldwide pollination and conventional intensification practices have similar importance as predictors of crop yield (Garibaldi *et al.* 2016). Therefore, it is essential to better understand the synergisms and trade-offs between conventional and ecological practices of agriculture intensifications. In addition, little is known about how fertilization practices affect ecosystem services in agricultural landscapes.

Farming practices involving chemical fertilizer application are widespread all over the world, and can benefit crop productivity (Mendes *et al.* 2003; Tamburini *et al.* 2015). Phosphorus (P) and nitrogen (N) are among the elements most used in agriculture, being essential during the vegetative and reproductive phases of plant species. However, hoping to overcome production deficits, farmers commonly apply fertilizers doses far above than recommended (Mosier *et al.* 2004). The presence of these nutrients in excess, particularly nitrogen, can affect the reproductive traits (number and size of flowers, quantity and quality of flower resources) of plants (Hoover *et al.* 2012; Ceulemans *et al.* 2017). Consequently, the abundance and diversity of flower visitors can be altered (Muñoz *et al.* 2005; Burkle & Irwin, 2009; 2010; Fujita *et al.* 2014), including that of species that act as predators during larval stages (Simon *et al.* 2014). Indeed, Marini *et al.* (2015) results suggest that pollinators' benefits to oilseed rape crop yield are greater when lower levels of N are applied. Ceulemans *et al.* (2017) also detected negative impacts of fertilization on floral resource quality and on bumblebee pollinator. Detailed investigation of the interactive effect between fertilization practices and ecosystem services is essential to better guide policies and management actions aiming for ecological intensification of farming.

This work aims to understand how management practices within farmland (nitrogen application and maintenance of fragments of natural habitat) affect ecosystem service provision. While the study focused on flower visitors, among these two different ecosystem service providers were detected: species that act mainly as pollinators (hereafter pollinators), species that act as predators and are recognized biocontrol agents of crop pests (hereafter biocontrol agents). We use common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) as a study system, a crop of great importance for food security in many regions of the world, being an important protein source (Silva & Costa, 2003), that benefits from pollinators (Hoc & García, 1999; Kingha *et al.* 2012; Pereira *et al.* 2013). More specifically, this work will test the following hypotheses: (1) the increase on density and richness of flower visitors that act as pollinators and biocontrol agents will enhance bean production, regardless of the origin of the species (*i.e.* native or exotic); (2) pollinators' benefits to crop yield will increase as N fertilizer input reduces; (3) increasing N application will affect the composition of the communities of ecosystem service providers (*i.e.* pollinators and biocontrol agents), particularly when patches of natural vegetation are maintained near planting areas.

MATERIALS AND METHODS

This study was carried out in an agricultural region located in the Federal District, Brazil (15°51'18.7"S 47°36'11.3"W), during the flowering and fruiting season of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) of 2015/2016 and 2016/2017 (November – January). This crop species was chosen due to its importance to food security and to the economy of Brazil, which is the largest producer and consumer of this legume in the world (D'avila & Marchini, 2005, Ferreira *et al.* 2002). Given its association with bacteria that fixate nitrogen, this species likely has a high demand for nitrogen (Musandu & Joshua, 2001). While farmers artificially inoculate *Rhizobium*, which reduces the need of inorganic fertilizer (Dadson & Acquaaah, 1984), they also keep applying high levels of inorganic and organic fertilizers. Although it is an autogamous plant (which can self-fertilize to some extent), previous studies suggest that the presence of pollinators may contribute to the increase of fruiting and seed quality of the bean (Hoc & García, 1999; Kingha *et al.* 2012; Pereira *et al.* 2013). Furthermore, it is a crop affected by a large number of pests, many of which can be controlled by insect species that feed on flower resources during the adult stage (e.g. hoverflies, Syrphidae) (Parra *et al.* 2002; Quintela, 2009).

In Brazil, this crop is mostly cultivated in the cerrado biome (Vargas *et al.* 2000), a biodiversity hotspot (Klink & Machado, 2005; Myers *et al.* 2001) greatly affected by constant agribusiness expansion (Strassburg *et al.* 2017), and associated eutrophication processes. Soils of cerrado biome are classified as “*latossolo vermelho*” according to Brazilian Soil Taxonomy (Embrapa, 1999; Souza & Lobato, 2004), slightly acid (pH varying between 4.0 and 6.0), well drained and naturally poor in nutrients such as phosphorus and calcium (Oliveira & Marquis, 2002). The climate is tropical (Köppen Aw), characterized by dry (May to September) and wet (October to April) seasons.

The sampling was focused on the cultivar ‘BRS Estilo’ (commercial group ‘carioca’), which is widely used by farmers in the studied region, and whose consumption, in national level, reaches 79% in relation to other bean cultivars (Melo *et al.* 2009; Silva & Wander, 2015). Thirty five sampling sites (27 sites in 2015/2016 and eight sites in 2016/2017, each with 50x50m) were selected throughout the 11 fields belonging to nine farmers (two to six sampling sites per field, depending on the size of the field) (Fig. 3). The sites covered a gradient of distance to the natural habitat (18 to 1152 m distance) (see Table 1). The minimum distance between sampling sites was 300 meters. All sampling sites had similar bean density (ca.24 plants/m²) and soil texture, colour, and chemical properties (see Table S4).

The bean fields were all extensive monoculture areas (between 3,7 and 31,0 hectares) with no-tillage system. The main species used as rotation crops were corn (*Zea mays*) and soybean (*Glycine max*). In all fields, pesticides were intensively applied during plantation and during flowering period. The input of fertilizers greatly varied between farms, in terms of quantity and quality. Details on soil fertilization input and cultivation systems were obtained directly from the farmers (Table S1). The value of the total input of applied fertilizers (N and P) was calculated based on the concentration of each of the nutrients in the elemental form applied (see details in Sousa & Lobato 2004 and Leikam & Lamond 2003). As P input was relatively similar across the sites, only the N input (which varied from 36 to 130 kg / ha) was used in data analyses.

Table 1 – Details of the study areas and production deficit (local: maximum production) data where flower visitation and yield data were collected. All areas are common bean fields (*Phaseolus vulgaris*), located in Distrito Federal, Brazil, during 2015/16 and 2016/17 seasons.

	Study areas	Sampling sites	Field area ¹ (ha)	Production deficit (%)	Local management practice	Landscape metrics	
				(Mín - máx)	Fertilizer (Kg N/ha)	Mín - máx natural vegetation cover ² (%)	Mín -máx distance from native vegetation (meters)
2015/2016	1	2	16,0	0 – 8	106,6	0 – 66	18 - 565
	2	2	3,7	30 – 50	88,5	0 – 24	40 - 1045
	3	3	13,6	13 – 35	88,5	0 – 11	74 - 965
	4	2	7,6	50 – 57	36,0	8 – 15	57 - 375
	5	6	8,9	59 – 85	98,0	3 – 33	29 - 375
	6	2	7,4	65 – 74	98,0	30 – 53	64 - 320
	7	5	14,2	22 – 65	72,6	0 – 57	97 - 924
	8	3	31,0	22 – 47	91,3	0 – 27	65 - 939
	9	2	11,0	62 – 73	130,5	0 – 50	350 - 890
2016/2017	8	4	31,0	24 – 44	91,3	0 -42	46 - 1152
	10	2	4,2	23 – 26	98,7	8 – 39	100 - 408
	11	2	5,6	18 – 27	98,7	5 – 40	84 - 371

¹ The field area relates only to the area of the bean field, but other crops were present within the properties.

² Natural vegetation cover was calculated for each sampling site within a circle of 500 meters radii.

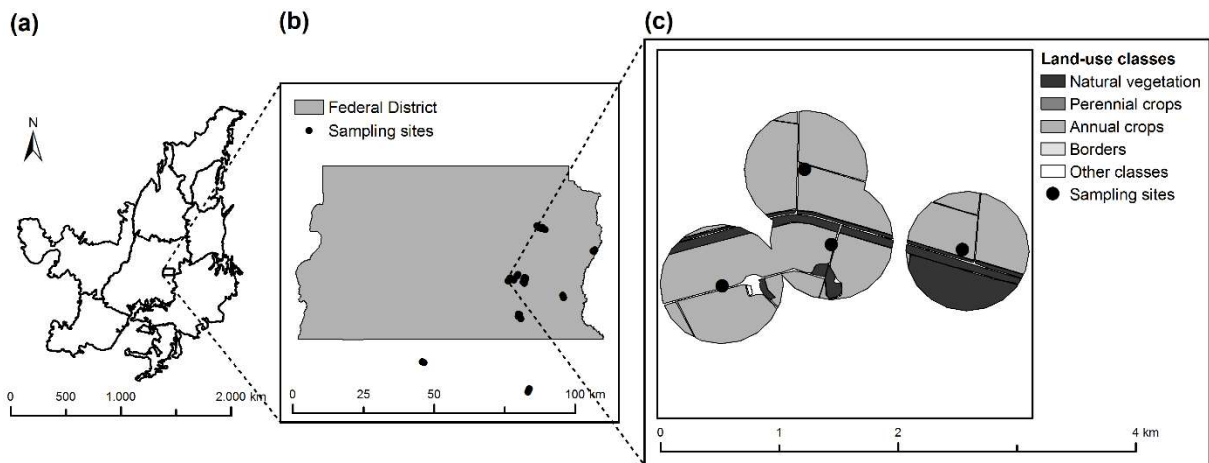


Fig. 3 - Study area inserted in Cerrado biome (a), located in the central region of Brazil (Federal District, $15^{\circ} 46' 34.223''$ S $47^{\circ} 52' 9.548''$ W), showing the location of the 35 sampling sites used in this study (b). This area is characterized by high degree of land conversion, with large monocultures. The top right image provides an example of buffers (500 meters radii) with land-use classes selected around the fields (c).

Soil analyses

To check soil properties, in each sampling site, three sub-samples of soil were gathered along a transect of 25m at 20 cm of depth during the fruiting period. The soil was collected with a metallic mesh. Subsequently, in the laboratory, the soil samples were processed using a two millimetres mesh sieve. To measure water content, each point (ca. 10 g of soil) was dried in the stove at 105° C. The rest of the soil was stored in a cold chamber (4° C) for the analyses of pH (H_2O). To measure real pH, 10 g of dry soil were weighed and read with a potentiometer. As an additional verification, the same was done to evaluate pH without interference of fertilizers, substituting water for $CaCl_2$, to compare the values. For the analysis of soil characteristics (organic matter, base saturation and cation exchange capacity), 100 g of dry soil were weighed for each sample and stored in plastic bags. Subsequently, they were sent to the Laboratory of Soil Analysis, Plant Tissue and Fertilizer, at the Federal University of Viçosa (UFV) (see results in Table S4).

Flower visitation collection analyses

Data on flower visitor density (visitors' abundance per flower) and richness were collected following the methodology proposed by Vaissière and co-authors (2011). In each sample site, we first collected data on visitor density along two parallel transects (25x1m) at two different times of the day: morning (09h00 to 12h30) and afternoon (12h30 to 16h00), maintaining a minimum time interval of three hours between surveys in a given site. Environmental conditions were similar in all surveys (21 to 37°C, no rainfall and when vegetation was dry). All insects that touched the reproductive organs of flowers were considered "legitimate floral visitors". Robbing events, when insects perforated the corolla to extract nectar, were also registered. Whenever an insect was observed, a description of the visitor (Order, size and colour pattern) was also registered.

To obtain data on floral visitor's species richness, we walked again along the transect, capturing all visitors with nets. Captured insects were later on identified by taxonomists, and only species that were not crop pests were considered in richness calculations. The total number of species per site consisted of the total number of species collected in the transect plus any uncollected morphospecies, which description did not match with the collected species. As the number of flowers observed varied among plots, to correct for sampling effort effects, it was divided the total number of flower visitor species observed by the total number of flowers observed.

While the sampling method was developed specifically to detect pollinators, many species that act as herbivores and predators during larval stages visit flowers in their adult stage. Therefore, even though they may still act as legitimate pollinator, their main ecological function is not pollination. In our specific study, several species of herbivores are known to act as crop pests, and several species of predators known to act as biocontrol agents of common bean. Consequently, based on species biology, flower visitors were divided into three main functional groups: pollinators, species that may act as biocontrol agents and species that may act as pests (see Table S3). Pollinators included all bees as well as one syrphid fly species (*Palpada vinetorum* Fabricius, 1798) that does not act as predator during the larval stage (Morales, 2007). In the group 'potential biocontrol agents', we included one species of syrphid fly (Diptera: Syrphidae) that is well known to feed on agricultural pests that affect common bean: the exotic *Allograpta exotica* cf. Wasps (Hymenoptera: Vespidae and Pompilidae) were also included in the group of potential biocontrol agents, as they typically parasite and predate larvae of Lepidoptera and Coleoptera (Rech *et al.* 2014). Pests included several Lepidoptera, Coleoptera and Hemiptera species which are described crop

pests of common bean or other crop species (Quintela, 2009). Density data in each flower visitors group was calculated as the number of individuals observed (abundance) per the number of flowers observed.

Production collection analyses

Production data were collected ca. 90 days after the date of planting, during the fruiting period, after the application of an herbicide in the plantation for the desiccation of the beans. On each sampling site, 15 individuals were randomly selected along 1x50m transects. For each individual, all pods produced (including thin pods with no beans, due to lack of ovule fertilization) were collected and stored in paper bags. The number of mature and immature beans (those that have not developed of size from 1 to 3 millimetres, also called as aborted beans) were counted and placed in a 65 °C kiln until they reached humidity below 14%, a procedure that is similar to the one applied to commercial beans (Bragantini, 2005). Afterwards, the beans of each plant were weighted.

Overall productivity (yield) depends on number of flowers produced per area unit, and on the number of ovules fertilized per flower. Only the last is influenced by pollinators, and the first is highly dependent on soil fertilization (Muñoz *et al.* 2005). As this work aimed to evaluate the effect of pollination services, we considered two production metrics: productivity per flower and overall land productivity (yield). The first is independent of the total number of flowers, which can itself be influenced by management, and more focused on the effects of pollinators on fruit set which may also be affected by management. Productivity per flower was calculated by dividing the total weight per plant by the total number of pods (which is equivalent to the number of flowers produced throughout the flowering season and hence independent of pollinator visits). Overall land productivity was calculated considering 24 plants per square meter. Finally, the production deficit was calculated as the ratio between the value of productivity per flower (of each sampling site) and the maximum value of productivity registered, as calculated by Garibaldi *et al.* (2016).

Landscape analyses

Two landscape metrics that are known to influence crop pollinators were measured: distance from native vegetation and cover of natural habitat (%) around the sampling point (Kremen *et*

al. 2002; Ricketts *et al.* 2008; Carvalheiro *et al.* 2010). Those measures were gathered through the software QGIS with aerial images from Google Earth (Sherman *et al.* 2011). Previous studies has being discussed about the Google Earth as a powerful tool for landscape analysis (Potere, 2008; Yu & Gong, 2012), and it is adequate for the purpose to measure the distance and the area of vegetation as a landscape category.

The area of vegetation considered in these analyses encompasses the natural and semi-natural areas (i.e. the remaining strips of vegetation around the fields). The insect pollinators may act according to different spatial scale (Steffan-Dewenter *et al.* 2002). To evaluate the landscape effect on crop pollinators, we defined four circular areas with radii of 0.5, 1, 1.5 and 2 km around each sample site. Based on the images from 2017, it was calculated the percentage of vegetation area in each spatial scale.

Statistical analyses

To evaluate the influence of the density of the different insect groups (i.e. native and exotic pollinators, biocontrol agents and pests) and overall richness of ecosystem services providers on bean productivity, we used general linear mixed models (GLMM), with “lme4” R package (Bates *et al.* 2015). To account for the spatial and temporal aggregation of sampling points data, ‘field’ within ‘farmer’ and ‘year’ were included as random variables. We run the analyses for the two productivity variables: productivity per flower and overall land productivity (Log transformation).

To test if higher richness and abundance of ecosystem service providers (pollinators and biocontrol agents) increased bean productivity and if the effect of density of pollinators were boosted by richness (hypothesis 1), density of native, exotic (i.e. *Apis mellifera*) pollinators, biocontrol agents and richness of floral visitors were included as fixed terms, as well as the two-way interaction between density of pollinators and richness. To understand the effect of the interaction between N input and density of pollinators on production (hypothesis 2), it was also included in the model the interaction between two fixed terms (i.e. native pollinators*N input and exotic pollinator*N input).

To identify the terms that most contributed to explain bean productivity, a model selection procedure was applied, based on the Akaike Information Criteria corrected for small sample size (AICc) using the ‘*dredge*’ function in package MuMIn. Whenever several models had equally good predictive power (i.e. several models with ΔAIC below 2), we applied

model averaging taking into account the weight of each model, using the function ‘*model.avg*’, from “MuMIn” R package (Burnham & Anderson, 2002).

As the distribution gradient of the sampling sites with different N inputs was not similar (the same amount of sites for each concentration of N applied), it was made a “*sensitivity test*”. With that test, it would be able to confirm if the extreme points (with high and lower N input) were bias the results of the effect of N on bean production. This test may also allows to detect a threshold value above which the effect of nitrogen is no longer detected in the study region. The test consisted in running two models evaluating bean productivity: One removing the points with lower values of N input, and other, the higher.

To test if N input effect on density and richness of pollinators and biocontrol agents are increased when maintaining patches of natural vegetation within farmland (hypothesis 3), we used GLMM, with the same random variables mentioned above. As the four vegetation cover metrics (2 per range size) are highly collinear, for each visitor metric (i.e. density of native and exotic pollinators, biocontrol agents and richness of these visitors) we first selected the most suitable spatial scale by comparing the AICc values of models with each metric (Table S3). We then run another GLMM including the most suitable vegetation cover variable, distance to natural habitat, the total input of nitrogen and two way interaction between N input and vegetation cover.

To check if landscape management practices that potentially benefit ecosystem service providers had also an effect on pests, we repeated a similar procedure using pests as response variable using a logist regression (function ‘*glmer.nb*’).

All statistical analyses were performed using R version 3.3.1.

RESULTS

Productivity per flower greatly varied between plots with productivity deficit values (i.e. relative difference between productivity in a given point and the maximum value of productivity obtained in the study region) up to 85% (Table 1).

More than 300 insects belonging to 5 orders and 15 families and 33 species or morphospecies (see table S2) were detected visiting flowers of common bean: 32.0% were native pollinators, 33.8% was the exotic species *Apis mellifera*, 28.0% predators and 5.2% herbivores (see Fig. 4). Among the native pollinators, the most abundant species was *Paratrigona lineata* (Hymenoptera: Apidae, 40.3%). The exotic *Allograpta exotica* cf. (Diptera: Syrphidae) represented 90.5% of the insects within the biocontrol agent group.

Among herbivores, there was a predominance of Lepidoptera taxons (70%), especially *Helicoverpa zea* (25%), a well-known pest in bean fields as well as other crops. The species *Diabrotica speciosa* was the most abundant beetle, corresponding to *ca.* 15.0% of visits on pest group. Insects from other order (Thysanoptera) were found in lower frequency, representing less than 5% of total number of visits and were not included on analysis.

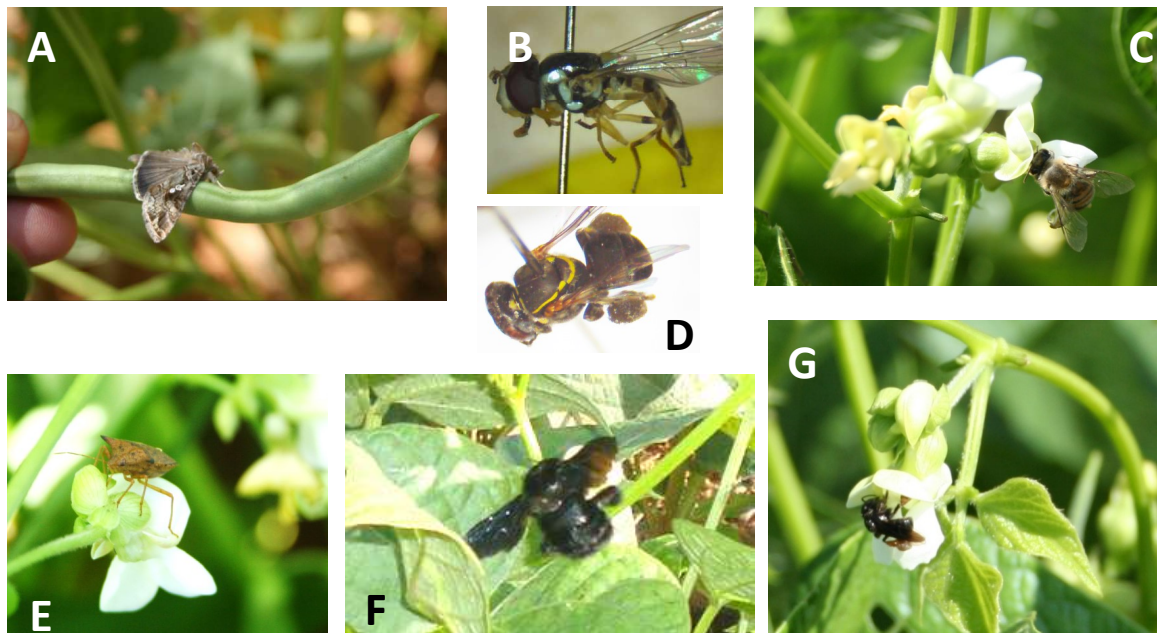


Fig.4 - Diversity of floral visitors of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.): moth representing an agricultural pest species (A); *Allograpta exotica* cf. (Syrphidae), a known as biocontrol agent of common pests of bean (B); *Apis mellifera* (Hymenoptera) pollinating bean flower (C); *Paratrigona lineata* (Hymenoptera), a native stingless bee commonly found in bean flowers (D); thimblebug (Hemiptera) robbing on bean flower (E); *Bombus* sp. (Hymenoptera) (F) and *Trigona spineps* (Hymenoptera) (G) pollinating bean flower.

Effect of ecosystem service providers and N input on bean production

Flower visitors influenced bean production (Table 2). Native pollinators had a positive effect on productivity per flower, partly rejecting hypothesis 1. However, such effect was not more accentuated when richness was higher. Moreover, flower visitors that can act as biocontrol agents did not affect the productivity. Contrary to our initial expectations, the density of exotic pollinators (i.e. *A. mellifera*) had a negative effect on productivity per flower (Fig. 5).

The overall productivity was affected by the same variables that affected productivity per flower, although the first model was null (Table 2).

Table 2 –Effect of ecosystem services providers (pollinators and biocontrol agents) and nitrogen application on productivity per flower and overall land productivity of common bean (*P. vulgaris*) farms. The variables considered were flower visitor’s richness (RF), density of native (DN) and exotic (DE) pollinators, density of biocontrol agents (BCT) and input of nitrogen (N). The * represents the two-way interaction between explanatory variables. The symbol ‘x’ indicates terms that were included in the models. For each model we present the weight, Akaike information criterion corrected for small sample sizes (AICc), and the deviation of AICc value in relation to the best model (Δ AICc). Although the table only lists the models with Δ AICc lower than 2, all models were considered in the calculation of the average estimates.

Response variable (Y)	Terms										Weight	AICc	Δ AICc
Productivity per flower	RF	DN	DE	N	BCT	DN*RF	DE*RF	DN*N	DE*N				
Model1	-	X	-	X	-	-	-	X	-	0.206	3.2	0.00	
Model2	-	X	-	X	-	-	-	-	-	0.183	3.4	0.24	
Model3	-	-	-	X	-	-	-	-	-	0.156	3.7	0.55	
Model4	-	X	X	X	-	-	-	-	-	0.094	4.8	1.57	
Model 5	-	-	X	X	-	-	-	-	-	0.088	4.9	1.70	
Average model	-0.0013	0.0376	-0.0170	0.1027	0.0043	0.0002	0.0015	-0.0528	-0.0012				
Overall land productivity													
Model 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.232	46.5	0.00	
Model 2	-	-	X	-	-	-	-	-	-	0.201	46.8	0.28	
Model 3	-	-	X	X	-	-	-	-	-	0.099	48.2	1.69	
Model 4	-	X	-	-	-	-	-	-	-	0.099	48.2	1.69	
Average model	0.0024	0.1802	-0.0545	0.0235	0.0058	0.0001	0.0008	-0.0083	-0.0009				

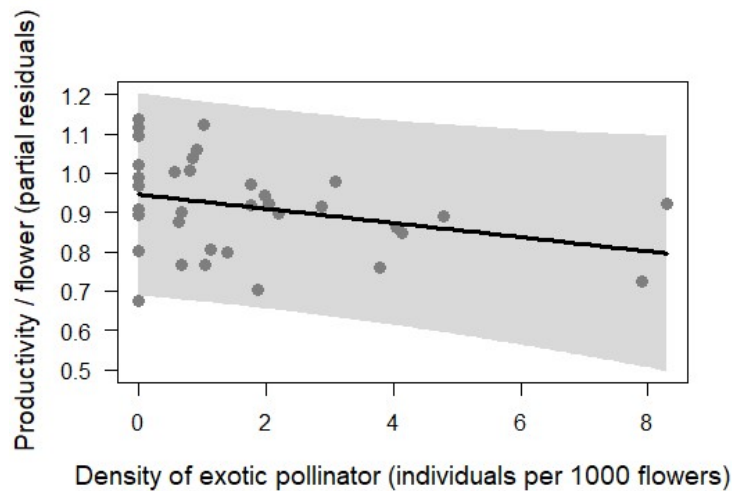


Fig.5 – Effect of the density of exotic pollinators (i.e. *Apis mellifera*) on common bean productivity. Points represent partial residuals (i.e. variability not explained by the other variables included in the model).

The interaction between the two variables (N input * nat.fl) had a negative effect on productivity per flower and appeared in the best model, not corroborating with hypothesis 2 (Table 2). This allows us to suggest about two explanations: (1) that the input of N may be indirectly affecting the supply of the pollination service when the density of native pollinators is high and (2) that native pollinators have a negative effect when N input is high (Fig.6).

The sensitivity test showed that when we removed the points with high values of N, the positive effect on the production was maintained, being included in the best models. However, when the points with the lowest N values were removed, fertilization ceased to be an important variable, and its effect became uncertain (in some models, it was positive, and others, negative).

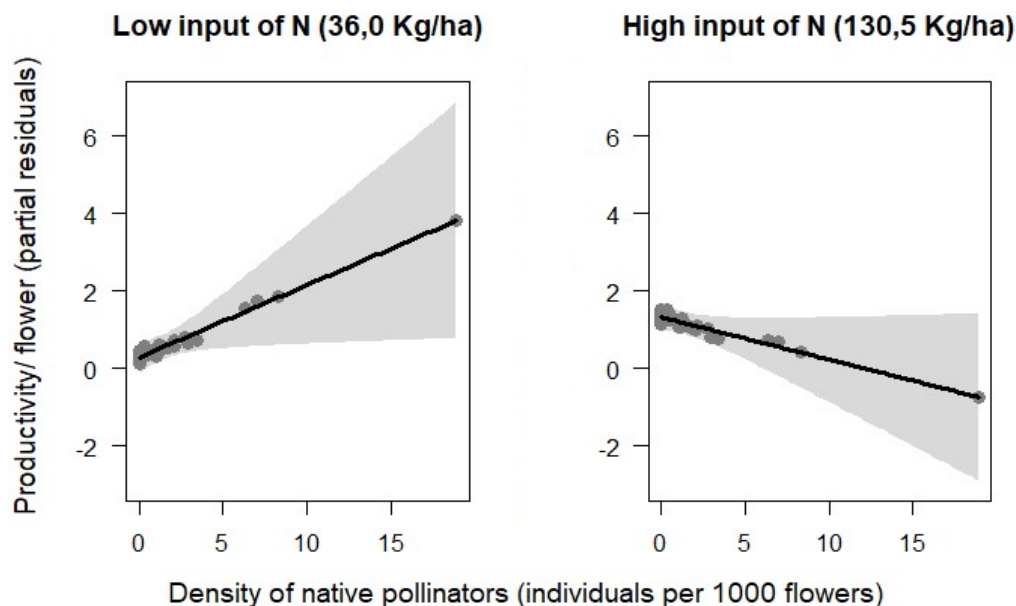


Fig.6 – Effect of density of native pollinators on common bean productivity under different levels of nitrogen (N) input. Points represent partial residuals (i.e. variability not explained by the other variables included in the model). When N input is low, the increase of density of native pollinators leads to increases of productivity per flower. When N input is high, density of native pollinators leads to a decrease of productivity per flower.

Influence of fertilization practices and landscape characteristics on flower visitors

The most important spatial scale of vegetation cover metric to ecosystem providers was at the smallest scale (500 meters), except for pests (2000 meters) (see Table S3). This metric was therefore included in the subsequent analyses.

As for the effects of fertilization, N input only benefitted the visitation of the exotic *Apis mellifera* (which negatively affects production, see above), and had a negative effect on the occurrence of pests and density of biocontrol agents (Table 3). *A. mellifera* was more abundant in sampling points with more nitrogen input, while *A. exotica* cf. (biocontrol agent) was found more frequently at sites with lower nitrogen input (Fig. 8).

Density of pollinators (i.e. exotic *A. mellifera*) and insects that are known to act as biocontrol agents increased with native vegetation cover. However, while native pollinators' density was higher near natural habitat, for biocontrol agents, density was greater further away from areas of natural habitat (see Fig.7). Richness of visitors (i.e. pollinators and biocontrol agents) also was enhanced by vegetation cover. The effect of distance to natural

habitats for exotic pollinators was not clear in our analyses, this variable not being included in the four best models (Table 3). As for pests, a negative effect of vegetation cover was detected but the effect of distance was not clear (not detected in the three best models), although there was a tendency for greater numbers further from natural habitat.

Table 3 - Effect of nitrogen input (N), distance from native vegetation (D) and area of native vegetation (VC) on density and richness of flower visitors (native and exotic). The * represents the two-way interaction between explanatory variables. The symbol 'x' indicates terms that were included in the models. For each model we present the weight, Akaike information criterion corrected for small sample sizes (AICc), and the deviation of AICc value in relation to the best model (Δ AICc). Although the table only lists the models with Δ AICc lower than 2, all models were considered in the calculation of the average estimates.

Response variable (Y)	Terms				Weight	AICc	Δ AICc
	VC*	D	N	VC*N			
Density of native flower visitors							
Model1	-	X	-	-	0.522	135.6	0.00
Average model	0.1591	-0.7147	0.0244	-0.0019			
Density of exotic flower visitors							
Model1	-	-	X	-	0.262	80.6	0.00
Model2	-	-	-	-	0.172	81.5	0.84
Model3	X	-	-	-	0.133	82.0	1.36
Model4	X	-	X	-	0.131	82.0	1.39
Average model	0.0954	0.0346	0.1126	0.0068			
Density of biocontrol agentes							
Model1	-	-	-	-	0.226	120.1	0.00
Model2	-	-	X	-	0.224	120.1	0.02
Model3	X	-	X	-	0.146	120.9	0.87
Model4	X	X	X	-	0.126	121.2	1.16
Model5	X	-	-	-	0.089	121.9	1.85
Average model	0.2065	0.0984	-0.2580	0.0051			
Pests							
Model1	-	-	-	-	0.251	59.5	0.00

Model2	X	-	-	-	0.246	59.6	0.04
Model3	-	-	X	-	0.162	60.4	0.87
Model4	X	-	X	-	0.097	61.4	1.90
Average model		<hr/> -0.2584	0.0336	-0.1341	-0.0148		
Richness							
Model1	X	-	-	-	0.324	117.9	0.00
Model2	-	-	-	-	0.265	118.3	0.40
Average model		<hr/> 0.1874	-0.0202	-0.0308	-0.0010		

*VC: the spatial scale used was on 500 meters radii for all models, except to pest (2000 meters) (see Table S3).

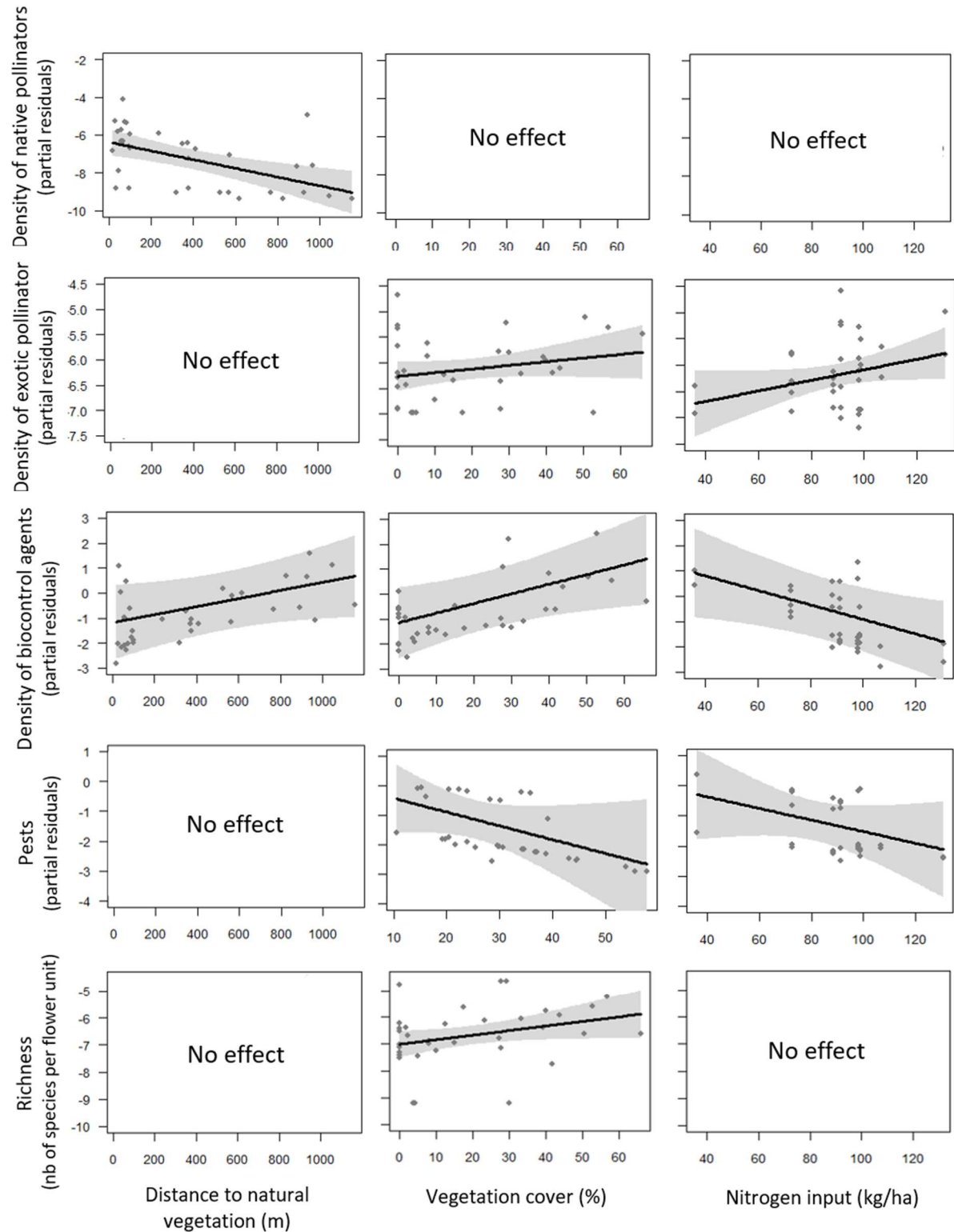


Fig.7 - Effects of local management practices (nitrogen input and maintenance of native vegetation within agricultural landscape) on pollinators, biocontrol agents and species richness. The points represent partial residual. The graphs are based on the variables selected on the best models ($\Delta AICc$ values < 2), having used always the model with greatest number of environmental variables (model 1 for native bees, model 4 for exotic bees, biocontrol

agents and pests, model 1 for richness, see Table 3). Pest data used were based on probability of occurrence, and the vegetation cover scale used in this model was 2000 meters (more details see in Table S3).

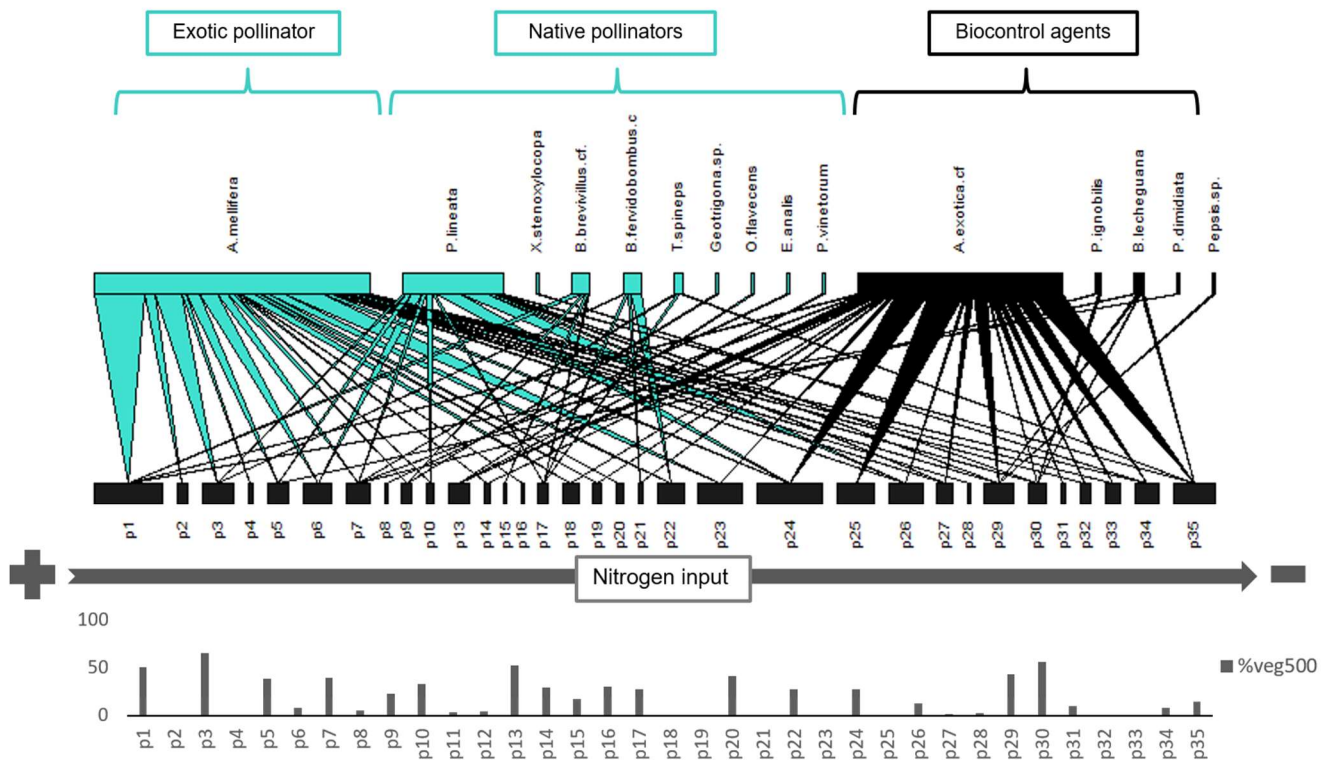


Fig.8 – Distribution of pollinator species (native and exotic) and biocontrol agents along a gradient of increasing input of N (P1 had the highest N input and P35 the lowest). The width of the boxes in the top level (flower visitors) is proportional to the overall abundance of the species. The width of the boxes in the lower level (sampling sites) is proportional to the visitation rates within each sampling site. Below, there is the % of vegetation cover of each sampling point.

DISCUSSION

This study showed that important crop pollinators and insects that may act as biocontrol agents are affected not only by landscape changes, but also by the fertilizer practices adopted by farmers. Investment in ecological intensification is essential to improve agricultural production while minimizing the negative effects to biodiversity (Bommarco *et al.* 2013,

Garnett *et al.* 2013; Garibaldi *et al.* 2017). Below, we discuss the potential implications of our findings for agricultural production and conservation.

Effect of ecosystem service providers and N input on bean production

Despite of the high level of conventional intensification applied in our study area, we detected a positive effect of the density of native pollinators on productivity, indicating that there is potential for improving crop yields through ecological intensification. Bumblebees (*Bombus* sp.) and carpenter bees (*Xylocopa* sp.) were among the native crop pollinators detected in our study. These species are known to be effective pollinators of bean crops (Kingha *et al.* 2012; Pereira *et al.* 2013; Bartomeus *et al.* 2014; Masiga *et al.* 2014). The use of the major petal as “landing platform”, and the efficient manipulation of the floral parts evidenced its clear contact with the common bean reproductive organs. However, such positive effects were only detected when was low input of nitrogen (Fig. 6). This result corroborates with what Marini *et al.* (2015) found, suggesting that insect pollination could, at least partly, compensates low nitrogen inputs as an option to maintain yield. One possible explanation for such interactive effect is related to resource allocation. Increases of nitrogen availability may alter the plant’s strategy of investment on reproductive *versus* vegetative development (Rusch *et al.* 2013). For example, plants may produce a larger number of flowers, but with lower quality of resources (e.g. due to changes in essential amino acid, Hoover *et al.* 2012). Such changes could alter the attractiveness to the different species of flower visitors or/and their behaviour (e.g. if changes in petal size and shape difficult access via the front of the flower, robbing behaviour might be stimulated). Indeed, we detected a positive effect of nitrogen input on honeybee (Fig.8). Further surveys and more detailed analyses would be needed to understand if different native pollinators are affected differently, and if their behaviour changes with N input.

The negative effect of the exotic honeybee on flower productivity and overall yield is likely related to the fact that, even though they sometimes acted as legitimate pollinators, that species frequently presented a nectar robber behaviour. Visitors removed nectar through external holes (created by themselves or by other species) without having contact with the reproductive organs (see also Aouar-Sadli *et al.* 2008).

As for biocontrol agents, since the species detected (e.g. *Allograpta exotica* cf.) are known to be effective as natural enemies of common bean crop pests (Oliveira *et al.* 2003), the most plausible reason for the lack of effect is the intensive use of pesticides. Such

practices are probably regulating the abundance of pests, which was extremely low (2.84% of bean damaged). Further studies are needed to test whether this group of species would effectively maintain common bean crops pests at low abundance if pesticides were applied in lower levels. Given that they also act as flower visitors, the biocontrol agents detected in our study could have had a positive effect acting as pollinators (Kevan, 1983; Wardhaugh, 2015). However, because of their short probocides and small size (i.e. represented mainly by *A. exotica*) their access to the reproductive organs of *P.vulgaris* flowers was dependent on the action of other visitors that manage to open the flower.

The lack of positive effects of pollinator species richness on productivity could be due to the fact that such effect may be diluted in situations of low abundance of species (Hoehn *et al.* 2008), which limits the ability to detect synergistic positive effects between the two variables. When comparing to other studies on *P. vulgaris* in properties of small scale farmers in Kenya (Kingha *et al.* 2012; Douka & Fohouo, 2013; Masiga *et al.* 2014), the flower visitation rates detected in our study were very low (e.g. 0.0044 vs. 0.9068 visits/flower). Although the activity and diversity of flower visitors' community of insects may be different between the two study regions, as well as the sample effort between studies, it is also possible that the low numbers are due to the negative pressure resulting from the strong agricultural intensification. Our study area is composed of extensive monoculture areas with few areas of remaining vegetation along the fields, and a very high input of chemical fertilizers and various pesticides which are known to be harmful to pollinators (e.g. neonicotinoids organophosphates, piretroids, arsetates and carborates, farmers' personal communication). Farms with lower pesticide application were not detected in our study region, but they would help clarify the mechanisms that lead to the interactive effects between density and richness of wild pollinators' species (see Brittain *et al.* 2013).

As expected, nitrogen application had a positive effect on production. However, the fact that sensitivity test removing points with lowest values of N led to no significant effect suggest that above a certain threshold values the positive effects of N are negligible. This reinforces the idea that farmers are applying unnecessarily high levels of nitrogen. In addition, based on sensitivity test, the positive effects of N input are detected only in concentrations lower than ca. 72 kg/ha. Sousa & Lobato (2004) recommend that up to 100 kg / ha of nitrogen can be applied in cerrado soils (with an expected yield of approximately 5 tons per hectare) with possibility of reduction in 40% when cultivated in areas with a history of soybean planting in the last 2 years.

The positive effect of nitrogen input on flower productivity and overall yield could be partially due to a positive effect on flower abundance (and consequently, on number of pods), which could enhance attractiveness to pollinators and lead to higher number of fruits per unit area. However, the effect of this nutrient on flower abundance was negative ($p = 0.004$). The positive effect is hence more likely explained by the high requirement on nutrients for fruit production of our study species. This demand might be higher when cross pollination mediated by insects occurs, since beans produced have greater nutritious content (Silva *et al.* in prep, see also Brittain *et al.* 2014, for almond species). Therefore, while reducing nitrogen input (and associated costs) might increase free ecosystem service provision and number of fecundated ovules, the benefit to overall production (which is what local producers aim for) might be less accentuated. Careful evaluations of the most limiting factor in the study area would be needed to understand which management practice maximizes production and overall profit to local farmers.

Influence of fertilization practices and landscape characteristics on flower visitors

The positive effect of cover of natural habitat and the fact that the 500m scale was the one that most influenced pollinators and biocontrol agents present in common bean fields suggests that even small fragments of vegetation can be useful to sustain the populations of these species. Due to tree abundance and absence of pesticide application, such fragments are likely important nesting area for carpenter bees (e.g. *Xylocopa* sp.) wasps (e.g. *Polybia* sp.) and ground nesting bees (e.g. *Paratrigona lineata*, Camargo & Moure, 1994). Most biocontrol agents detected in our study were hoverflies whose larvae can develop within crop fields. However, such patches of natural habitat can also provide resources during the large periods of time that common bean (or other crops which pests can be resources) is absent from the landscape. Nevertheless, in agreement with previous studies (Ricketts *et al.* 2008; Garibaldi *et al.* 2011), such positive effects are lost in areas within the crop field far from the border of the fragments of natural. For native pollinator density, distance to natural habitat was even more important than vegetation cover, likely due to the limited foraging ability (i.e. stingless bees) and because of differences on foraging strategy (e.g. underground nesting) of bees (Heard, 1999; Ricketts *et al.* 2006). In resume, these results suggest that conservation and restoration of natural habitats in the immediate surroundings of agricultural fields is an important component of possible ecological intensification practices in common bean fields. The creation of hedgerows and flower strips, may also bring important benefits facilitating

movement native pollinators (see also Garibaldi *et al.* 2014; Kremen & Gonigle, 2015) but also for biocontrol agents (Simon *et al.* 2014; Amaral *et al.* 2016; Woodcock *et al.* 2016) to areas of the crop fields that are more isolated from the remaining patches of natural habitat.

Despite the limitations of the fertilization data (e.g. lack on equal amount of sampling sites per N input values, application of fertilizers in different forms between farms), we detected a clear effect of nitrogen on common bean pollinators' density. Bees can be attracted by flowers with specific amino acids contents on nectar (e.g. proline, glycine) (Gardener & Gillman, 2002; Nicolson, 2011), and nitrogen content can alter amino acid content in flowers (Gardener & Gillman, 2001; Hoover *et al.* 2002) The fact that in our study, honeybee was benefited by N input (see Fig.8), while native bees were not could be due to different preferences in terms of amino acid content. Further studies evaluating the chemical composition of nectar on common bean' flowers, as well as the effect of different fertilizers applications on nectar composition would help to clarify the role of floral resources as a regulator of the effect of nitrogen on the attractiveness to the different bee species (see Petanidou *et al.* 2006).

Contrary to what previous studies have found (Woodcock *et al.* 2016), we detected a positive effects of isolation of natural vegetation on the density of biocontrol agents. This results is likely related with the dominance of *Allograpta exotica* cf. in this group. This species is exotic, and its larval diet might depend mostly on crop pests rather than preys present in natural habitat. Indeed, Oliveira *et al.* (2003) found that this species is a natural enemy of one of the most important agricultural pests that affect common bean as well as several other crops planted locally (e.g. soybean), that is locally named as 'mosca branca' (*Bemisia tabaci*, Homoptera). Low abundance of native biocontrol agents did not allow a separate analyses per origin (i.e. native and exotic species). Simon and co-authors (2014) argues that the permanence of native biocontrol agents in crop systems may be dependent of local trophic resources (including supplementary food as nectar and pollen), and adequate living conditions for reproduction, diapause and refuge, justifying why vegetation cover benefits biocontrol agents in our study. In addition, based on their results the authors suggest that biocontrol agents may perform a process of re-colonisation from crop fields to surrounding semi-natural vegetation, also called 'spill-over', making them more dependent on these areas in landscapes dominated by annual crops. Further surveys (preferably in areas with less pesticide application) would be needed to check which management practices most benefit such native species. Native species of predators are preferable biocontrol agents as

they are less dependent of agricultural pests, maintaining their populations based on the consumption of prey present in the native vegetation around the fields.

The maintenance of landscape natural elements (higher vegetation cover and proximity from native and semi-natural vegetation) is important to maintain biodiversity and potential ecosystem service providers. Management practices on agricultural landscape that increase abundance of potential services (i.e. made by native insects as bumblebees) around bean fields are recommended, because they may accentuate the positive effects of pollination on bean productivity. Further works should begin to study how landscape structure can affects different groups of floral visitors of crop fields inserted in cerrado, to better target management strategies in crop fields, and informing farmers about other benefits they can receive when maintaining and restoring the remaining areas of natural vegetation in addition to complying with existing environmental laws.

SYNTHESIS AND MANAGEMENT IMPLICATIONS

Flower visitors, especially wild pollinators, are important to improve bean productivity. However, this benefit may be lost if there is an increase in conventional intensification (higher nitrogen applications shown in this study, and higher pesticide application, as suggested by previous studies, see Kennedy *et al.* 2013). Moreover, independently of pollination, the benefits of nitrogen input are reduced above certain threshold values (72 kg/ha in our study region, see also Sousa & Lobato (2004)). Therefore, our findings suggest that ecological intensification is a promising pathway for farming of one of the most socio-economically important crops of Latin America, the common bean. Strategies that involve the application of lower fertilizer dosage than those currently applied should be considered in addition to those already known to benefit crop pollinators (adequate use of pesticides, increasing flower diversity within and along the margins of crop fields, see Garibaldi *et al.* 2014). These strategies have the potential to improve ecosystem service provision maintaining (or even increasing) yield while reducing management costs. These management alternatives would also be very important for the conservation of the surrounding natural habitat, which can be negatively affected by fertilization (Smith *et al.* 2016), and sustains many other important ecosystem services (e.g. water retention, carbon sequestration and associated climate regulation).

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Antônio Aguiar (bees), José Pujol (flies), John Smit (flies), Marinna Frizzas (beetles), Wesley Rocha (butterflies) and Carlos Pinheiro (butterflies) for help with the identification of the different insects collected. We thank Williane Ferreira, Daniel Daldegan, Lays Antunes, Samia Silva and Regina Sartori for help during field and lab work, *Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico* (CNPQ) for funding and the participating producers for permission and help during field work.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A demanda pelo aumento da produção agrícola no bioma Cerrado tem se refletido em ações de expansão de áreas de cultivo e uso excessivo de insumos químicos, podendo ter impactos negativos sobre a biodiversidade e seus serviços associados (Lahsen *et al.* 2016). Os resultados deste trabalho mostram que o provimento de serviços de polinização (através da ação de insetos nativos) beneficiou a produção agrícola do feijão comum (*Phaseolus vulgaris*). Entretanto, o uso excessivo de fertilizantes, bem como a redução de áreas remanescentes de habitat natural ao redor dos campos agrícolas afetaram negativamente os provedores deste serviço. Tais resultados ressaltam a necessidade da adoção de práticas mais sustentáveis, visando estabelecer a substituição da intensificação convencional pela ecológica. O investimento na intensificação ecológica é fundamental para reduzir os impactos negativos da agricultura convencional sobre a biodiversidade, e garantir a manutenção e fornecimento de seus serviços associados. Mais estudos sobre o efeito da utilização de fertilizantes agrícolas sob os agentes de serviços ecossistêmicos são necessários, a fim de melhor avaliar como a fertilização pode atuar (direta ou indiretamente) na eficiência de realização desses serviços por esses insetos. O próximo passo é entender como o aumento da fertilização pode alterar diferentes traços florais no feijão (i.e. tamanho de flores, quantidade e composição química do néctar e pólen), e se tais alterações têm impactos sobre a estrutura da comunidade dos visitantes florais e em seus serviços prestados.

Os produtores dos campos de feijão estudados já adotam algumas práticas de manejo que contribuem para o incremento de serviços ecossistêmicos, ligados principalmente a ciclagem de nutrientes e preservação do solo (e.g. plantio direto, rotação de culturas, uso de palhada, informação obtida diretamente dos produtores). Embora algumas destas práticas possam beneficiar indiretamente os insetos polinizadores (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2017) é possível que eles tenham resultados mais expressivos de aumentos na produção mediante a adoção de práticas focadas em manejo de polinizadores.

A espécie *Apis mellifera* é considerada uma das mais importantes na polinização de plantas agrícolas no Brasil (Giannini *et al.* 2014). O amplo conhecimento de sua biologia e a forma de criação racional facilitam o manejo e uso desta espécie como potencial polinizador das culturas (Rech *et al.* 2014). Contudo, este estudo ressalta que, devido ao seu comportamento de roubo de recursos florais, esta espécie teve um efeito negativo na produção de feijão. Espécies sociais, como abelhas mamangavas e abelhas indígenas sem ferrão (i.e. Apidae: Meliponina), que são nativas do Cerrado, foram o grupo mais importante para

promover o aumento da produção do feijão. Embora a real efetividade de cada espécie precise ser melhor avaliada em trabalhos futuros, incrementos na visitação por estas abelhas estão claramente associados a benefícios na produção. Conforme descrito por alguns autores (Garibaldi *et al.* 2014; Kremen & Gonigle, 2015), práticas que aumentem a oferta de recursos alimentares e áreas de nidificação para insetos polinizadores, como a restauração de áreas (semi) naturais, criação de faixas de plantas com flores ou margens com vegetação perene (*hedgerows*) podem acentuar os efeitos positivos da polinização cruzada em áreas agrícolas. Uma vez que a produção de feijão conhecido por ser beneficiada pela polinização por espécies de abelhas de grande porte (i.e. mamangavas, Pereira *et al.* 2013; Giannini *et al.* 2014), é possível que a manutenção de áreas de vegetação natural com maior cobertura arbórea seja mais efetiva, por serem potenciais locais de nidificação para manutenção das populações destas espécies de abelhas. Recomenda-se ainda o manejo via introdução de caixas de criação destas abelhas dentro dos campos de feijão como uma alternativa para o aumento da oferta de serviços de polinização nesta cultura.

Predadores associados ao serviço de controle de pragas do feijão foram identificados neste estudo. A ausência de efeitos positivos destes insetos sobre a produção demonstra que este serviço não foi efetivo na nossa área de estudo uma vez que as pragas presentes provavelmente já são controladas pelo uso de pesticidas. Embora não tenha sido avaliado diretamente o efeito dos pesticidas sobre estes insetos, o uso contínuo (ao longo de todo o plantio, conforme relatado por alguns produtores) destes agrotóxicos certamente afetou negativamente a abundância dos insetos (e.g. polinizadores e potenciais agentes de controle biológico, Geiger *et al.* 2010; Freitas & Pinheiro, 2012; Potts *et al.* 2016). Medidas simples, como (i) realizar aplicações no período contrário ao de maior atividade dos polinizadores (e.g. no final da tarde ou período noturno), (ii) reduzir o número de aplicações durante as fases de pico de floração ou (iii) evitar a utilização de pesticidas que sejam reconhecidamente prejudiciais aos polinizadores, podem reduzir os impactos negativos destes produtos sobre os provedores de serviços ecossistêmicos. Outros invertebrados (i.e. aranhas) foram observados nos campos de feijão (abaixo da palhada no solo ou acima de flores). Investigações futuras sobre o papel das aranhas na produção do feijão são necessárias, uma vez que espécies deste grupo são reconhecidas por seu papel como predadores de pragas, podendo ser beneficiadas pela presença de vegetação ao redor dos campos (Amaral *et al.* 2016).

A produtividade no primeiro ano de estudo foi provavelmente afetada por condições adversas de eventos climáticos (i.e. El niño). Houve um período de estiagem não previsto no primeiro mês pós plantio, uma vez que se tratava de uma safra de “águas”, ou seja, que ocorre

na estação chuvosa. Isto pode ter afetado não só o desenvolvimento vegetativo, mas também o reprodutivo da cultura, e conseqüentemente, a atratividade dos polinizadores, reduzindo o serviço de polinização. Estimativas indicam que alterações climáticas (e.g. redução da precipitação total e estações secas mais prolongadas) ocorram com cada vez mais frequência no Cerrado (Salazar *et al.* 2015), podendo impactar negativamente a produção agrícola neste bioma. Práticas mais sustentáveis que minimizem os impactos ambientais (e.g. redução do desmatamento por conversão de áreas naturais, de emissões de gases poluentes e processos de eutrofização provenientes do uso de insumos químicos na agricultura) são fundamentais para garantir a resiliência de sistemas agrícolas e a manutenção de benefícios oriundos de serviços ecossistêmicos (Smith *et al.* 2016).

O conhecimento sobre os benefícios provenientes de insetos polinizadores parece ser escasso entre produtores e técnicos agrícolas de campos de feijão na região estudada. Trabalhos de divulgação científica, conscientização e sensibilização sobre este tema são fundamentais para a adoção das práticas de manejo que contribuam para a manutenção dos agentes provedores deste e de outros serviços ambientais. Além do mais, a divulgação de informações sobre o papel funcional da biodiversidade no fornecimento de serviços diretamente ligados a melhoria da produção agrícola podem ser importantes ferramentas de incentivo à conservação de áreas de vegetação natural dentro das propriedades rurais (i.e. área de reserva legal).

Questões importantes geradas com base nos resultados deste trabalho poderão ser respondidas por meio de trabalhos futuros. Primeiramente, seria importante entender como a diversidade de tipos de vegetação ao redor dos campos agrícolas afeta a abundância e diversidade dos provedores de serviços ecossistêmicos (polinizadores e agentes de controle biológico). Dado a elevada diversidade de formações vegetacionais e fitofisionomias existentes no Cerrado, é possível que as espécies de insetos sejam afetadas de forma diferenciada à heterogeneidade de habitats e nichos presentes nestas paisagens. Espécies que usam troncos de árvores como áreas de nidificação, por exemplo, seriam provavelmente mais abundantes em paisagens com maior cobertura de formações florestais.

Uma vez que em diversas propriedades agrícolas o nível de isolamento em relação ao habitat natural já excede o que seria recomendável (máximo de 500m de distância), seria importante avaliar a eficácia de medidas de restauração de serviços ecossistêmicos dentro do campo. Práticas envolvendo a manutenção de espécies ruderais (i.e. ervas daninhas/espontâneas) dentro dos campos agrícolas, por exemplo, podem ter efeitos positivos na produção de plantações anuais (Carvalho *et al.* 2010).

Organismos do solo que interagem com raízes das plantas podem alterar a disponibilidade de nutrientes e conseqüentemente, suas características florais (Barber & Gorden, 2015). Uma vez que o feijão é uma espécie que interage com bactérias fixadoras de nitrogênio, seria importante analisar qual o impacto das interações abaixo do solo envolvendo microrganismos e raízes de plantas sobre as interações acima do solo, envolvendo plantas e os provedores de serviços ecossistêmicos nesta cultura.

REFERÊNCIAS

- (A.B.E.L.H.A) Sistema de informação sobre Interações Abelhas-Plantas no Brasil. Local: A.B.E.L.H.A. 2017. Disponível em: http://abelhaseplantas.cria.org.br/busca_planta?planta=1654
- Andersson, G.K.S., Ekroos, J., Stjernman, M., Rundlof, M. & Smith, H.G. (2014). Effects of farming intensity, crop rotation and landscape heterogeneity on field bean pollination. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, **184**, 145-148.
- Antonini, Y., Accacio, G.M., Brant, A., Cabral, B.C., Fontenelle, J.C.R., Nascimento, M.T., Thomazini, A.P. de B.W., Thomazini, M.J. (2003). Insetos. In: Rambaldi, D.M & Oliveira, D.A.S (orgs.) Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF.
- Altieri, M.A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **74**, 19-31.
- Amaral, D.S.S.L., Venzon, M., dos Santos, H., Sujji, E.R., Schmidt, J.M., Harwood, J.D. (2016). Non-crop plant communities conserve spider populations in chili pepper agroecosystems. *Biological Control*, **103**, 69-77.
- Aouar-Sadli, M., Louadi, K., Doumandji, S. (2008). Pollination of broad bean (*Vicia faba* L.var.major) (Fabaceae) by wild bees and honey bees (Hymenoptera: Apoidea) and its impact on seed production in the Tizi-Ouzou area (Algeria). *African Journal of Agricultural Research*, **3**, 266-272.
- Arntzen, J.W., Abrahams, C., Meilink, W.R.M., Iosif, R., Zuiderwijk, A. (2017). Amphibian decline, pond loss and reduced population connectivity under agricultural intensification over a 38 year period. *Biodiversity Conservation*, **26**, 1411- 1430.
- Baker, G.H., Parry, H., Tann, C.R. (2016). Pigeon pea refuge crops are likely to provide patchy delivery of *Helicoverpa* (Lepidoptera: Noctuidae) within Bt cotton production regions in eastern Australia. *Austral Entomology*, **55**, 439-448.
- Barber, N.A. & Gorden, N.L.S. (2015). How do belowground organisms influence plant-pollinator interactions? *Journal of Plant Ecology*, **8**, 1-11.
- Bartomeus, I., Potts, S.G., Steffan-Dewenter, I., Vaissière, B.E., Woyciechowski, M., Krewenka, K.M., Tscheulin, T. ... Bommarco, R. (2014). Contribution of insect pollinators to crop yield and quality varies with agricultural intensification. *PeerJ*, **328**, 1-20.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models using lme4. *Journal of Statistical Software*, **67**, 1-48.
- Bragantini, C. (2005). Alguns aspectos do armazenamento de sementes e grãos de feijão. *Embrapa Arroz e Feijão*, **187**, Available at:

<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/194008/1/doc187.pdf>. Accessed 11/06/2016.

Brittain, C.A., Vighi, M., Bommarco, R., Settele, J., Potts, S.G. (2010). Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic and Applied Ecology*, **11**, 106-115.

Brittain, C., Williams, N., Kremen, C., Klein, A-M. (2013). Synergetic effects of non-Apis bees and honey bees for pollination services. *Proceedings of The Royal Society B*, **280**, 1-8.

Brittain, C., Kremen, C., Garber, A., Klein, A.M. (2014). Pollination and Plant Resources Change the Nutritional Quality of Almonds for Human Health. *Plos One*, **9**, 1-7.

Bommarco, R., Kleijn D. & Potts, S.G. (2013). Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology Evolution*, **28**, 230-238.

Bortolotto, O.C., Bueno, A.F., Braga, K., Biato, R., Queiroz, A.P., Pomari, A.F., Mikami, A.T., Silva, G.V. (2014). Parâmetros biológicos de *Heliothis virescens* (Lepidoptera: Noctuidae) em folha e vagem de feijão. XXV Congresso Brasileiro de Entomologia.

Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M. ... Watson, R. (2010). Global Biodiversity: Indicators of recent declines. *Science*, **328**, 1164-1168.

Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. 2nd edn. New York: Springer Verlag.

Burkle, L.A. & Irwin, R.E. (2010). Beyond biomass: measuring the effects of community-level nitrogen enrichment on floral traits, pollinator visitation and plant reproduction. *Journal of Ecology*, **98**, 705–717.

Burkle, L.A. & Irwin, R.E. (2009). The effects of nutrient addition on floral characters and pollination in two subalpine plants, *Ipomopsis aggregata* and *Linum lewisii*. *Plant Ecology*, **203**, 83–98.

Camargo, J.M.F. & Moure, J.S. (1994). Meliponinae neotropicais: os gêneros *Paratrigona* Schwarz, 1938 e *Aparatrigona* Moure, 1951 (Hymenoptera, Apidae). *Arquivos de Zoologia*, **32**, 33-109. Doi: <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2176-7793.v32i2p33-109>

Campos-Farinha, A.E.C., Pinto, N.P.O. (1996). Natural enemies of *Chlosyne lacinia saundersii* Doubl. & Hew. (Lepidoptera: Nymphalidae) in the State of São Paulo. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, **25**, 165-168.

Carvalho, L.G., Seymour, C.L., Veldtman, R., Nicolson, S.W. (2010). Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity-rich areas. *Journal of Applied Ecology*, **48**, 810-820.

Carvalho, L.G., Veldtman, R., Shenkute, A.G., Tesfay, G.B., Pirk, C.W.W., Donaldson, J.S. & Nicolson, S.W. (2011). Natural and within farmland biodiversity enhances crop productivity. *Ecology Letters*, **14**, 251–259.

- Ceulemans, T., Hulsmans, E., Ende, W.V., Honnay, O. (2017). Nutrient enrichment is associated with altered néctar and pollen chemical composition in *Succisa pratensis* Moench and increased larval mortality of its pollinator *Bombus terrestris* L. *Plos one*, **12**, 1-15.
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B. ... van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**, 253–260.
- Cividanes, F.J., Yamamoto, F.T. (2002). Pragas e inimigos naturais na soja e no milho cultivados em sistemas diversificados. *Scientia Agricola*, **59**, 683-687.
- Corseuil, E. (2007). Controle biológico. Entomologia – Temas didáticos N° 1. Porto Alegre.
- Costa, J.N.M., Brum, C.M., Júnior, J.R.V., Faria, G.V., Uchoa, T.L., Silva, T.T. (2015). Ocorrência de polinizador de café *Palpada vinetorum* (DIPTERA: Syrphidae) e parasitismo pelo fungo *Cordyceps* sp. IX Simpósio de Pesquisa dos Cafês do Brasil, Curitiba.
- D'avila, M. & Marchini, L.C. (2005). Polinização realizada por abelhas em culturas de importância econômica no Brasil. *Boletim de Indústria Animal*, **62**, 79-90.
- Dadson, R.B. & Acquah, G. (1984). *Rhizobium japonicum*, nitrogen and phosphorus effects on nodulation, symbiotic nitrogen fixation and yield of soybean (*Glycine max* (L.) Merrill) in the southern savanna of Ghana. *Field Crops Research*, **9**, 101-108.
- Devine, G.J. & Furlong, M.J. (2007). Insecticide use: Contexts and ecological consequences. *Agriculture and Human Values*, **24**, 281-306.
- De Ron, A.M. (2015). Common bean. In: Grain Legumes. New York: Springer – Verlag, pp. 438.
- Douka, C. & Fohouo F.T. (2013). Foraging and pollination behaviour of *Apis mellifera adansonii* L. (Hymenoptera: Apidae) on *Phaseolus vulgaris* (Fabaceae) flowers at Moroua (Cameroon). *International Research Journal of Plant Science*, **4**, 45-54.
- Editorial (1998). Audacious bid to value the planet whips up a storm. *Nature*, **395**, 430.
- Embrapa (1999). *Centro Nacional de Pesquisa de Solo*. Rio de Janeiro: Brazilian System of Soil Classification, pp. 412.
- Butterbach-Bahl, K. & Gundersen, P. (2011). Nitrogen processes in terrestrial ecosystems. In: Sutton, M.A. et al. *The European Nitrogen Assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge: Clare M. Howard, pp. 664.
- (EPA) Environmental Protection Agency (2015). Office of chemical safety and pollution prevention. Washington, D.C. 20460
- (FAO) Food and Agriculture Organization (2010). *'Climate-smart' agriculture, policies, practices and finances for food security, adaptation and mitigation*. FAO, Rome.

- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **34**, 487-515.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L, Burel, F.G., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G.M., Martin, J. (2010). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, **14**, 101-112.
- Faleiro, F.G. & Neto, A.L.de F. (2008). Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados.
- Fernandes, F.L., Da Silva, P.R., Gorri, J., Pucci, L.F., Da Silva, I.W. (2013). Selectivity of old and new organophosphate insecticides and behavior of Vespidae predators in coffee crop. *Sociobiology*, **60**, 471-476.
- Ferreira, C.M., Del Peloso, M.J., de Faria, L.C. (2002). Feijão na economia nacional. Documentos. *Embrapa Arroz e Feijão*, **135**. pp. 47.
- Ferreira, P.A., Boscolo, D., Carvalheiro, L.G., Biesmeijer, J.C., Rocha, P.L.B., Viana, B.F. (2015). Responses of bees to habitat loss in fragmented landscapes of Brazilian Atlantic Rainforest. *Landscape Ecology*, **30**, 2067- 2078.
- Formentini, A.C. (2009). Lepdópteros associados à cultura da soja: diversidade e parasitismo natural por insetos e fungos entomopatogênicos. Dissertação de mestrado, Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul.
- Freitas, B.M. & Pinheiro J.N. (2012). *Polinizadores e pesticidas: princípios e manejo para os agroecossistemas brasileiros*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Fujita, Y., Venterink, H.O., Bodegom., P.M., Douma, J.C., Heil, G.W., Holzel, N., Jablonska, E. ... Wassen, M.J. (2014). Low investment in sexual reproduction threatens plants adapted to phosphorus limitation. *Nature*, **505**, 82-86.
- Gallai, N., Salles, J-M., Sattelle, J., Vaissière, B.E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, **68**, 810-821.
- Gardener, M.C., Gilman, M.P. (2002). The taste of nectar – a neglected area of pollination ecology. *Oikos*, **98**, 552-558.
- Gardener, M.C. & Gillman, M.P. (2001). The effects of soil fertilizer on amino acids in the floral nectar of corncockle, *Agrostemma githago* (Caryophyllaceae). *Oikos*, **92**, 101–106.
- Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J.M., Bommarco, R., Cunningham, S.A., Carvalheiro, L.G. ... Klein, A.M. (2011). Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters*, **14**, 1062–1072.
- Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M.A., Bommarco, R., Cunningham, S.A., Kremen, C. ... Klein, A.M. (2013). Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science*, **339**, 1608-1611.

- Garibaldi, L.A., Carvalheiro, L.G., Leonhardt, S.D., Aizen, M.A., Blaauw, B.R., Isaacs, R., Kuhlmann, M. ... Winfree, R. (2014). From research to action: enhancing crop yield through wild pollinators. *Frontiers in Ecology and Environment*, **12**, 439-447.
- Garibaldi, L.A., Carvalheiro, L.G., Vaissière, B.E., Gemmill-Herren, B., Hipólito, J., Freitas, B.M., Ngo, H.T. ... Zang, H. (2016). Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms. *Science*, **351**, 389-391.
- Garibaldi, L., Gemmill-Herren, B., D'Annolfo, R., Graeb, B.E., Cunningham, S.A., Breeze, T.D. (2017). Farming approaches for greater biodiversity, livelihoods, and food security. *Trends in Ecology & Evolution*, **32**, 68-80.
- Garnett, T., Appleby, M.C., Balmford, A., Bateman, I.J., Benton, T.G., Bloomer, P., Burlingame, B. ... Godfray, H.C.J. (2013). Sustainable intensification in agriculture: Premises and policies. *Science*, **341**, 33-34.
- Garratt, M.P.D., Coston, D.J., Truslove, C.L., Lappage, M.G., Polce, C., Dean, R. & Biesmeijer, J.C. (2014). The identity of crop pollinators helps target conservation for improved ecosystem services. *Biological Conservation*, **169**, 128-135.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P. ... Inchausti, P. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, **11**, 97-105.
- Giannini, T.C., Boff, S., Cordeiro, G.D., Cartolano Jr.E.A., Veiga, A.K., Imperatriz-Fonseca, V.L., Saraiva, A.M. (2014). Crop pollinators in Brazil: a review of reported interactions. *Apidologie*, **46**, 209-223.
- Giannini, T.C., Cordeiro, G.D., Freitas, B.M., Saraiva, A.M., Imperatriz-Fonseca, V.L. (2015). The dependence of crops for pollinators and the economic value of pollination in Brazil. *Journal of Economic Entomology*, **108**, 849-857.
- Gils, S., van der Putten, W.H., Kleijn, D. (2016). Can aboveground ecosystem services compensate for reduced fertilizer input and soil organic matter in annual crops? *Journal of Applied Ecology*, **53**, 1186-1194.
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P.L., Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, **69**, 1209-1218.
- Greenleaf, S.S & Kremen, C. (2006). Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. *PNAS*, **103**, 13890-13895.
- De Groot, R.S. (1992). Evaluation of environmental functions as a tool in planning, management and decision-making. In: *Functions of Nature*, Groningen: Wolters-Noordhoff, pp. 315.

- Hatt, S., Artru, S., Brédart, D., Lassois, L., Francis, F., Haubruge, E., Garré, S. ... Boeraeve, F. (2016). Towards sustainable food systems: the concept of agroecology and how it questions current research practices: A review. *Biotechnology, Agronomy and Society and Environment*, **20**, 1-11.
- Heard, T.A. (1999). The role of stingless bees in crop pollination. *Annual Review of Entomology*, **44**, 183-206.
- Hoc, P.S., & García M.T.A. (1999). Biología floral y sistema reproductivo de *Phaseolus vulgaris* var. Aborigineus (Fabaceae). *Revista de Biología Tropical*, **47**, 59-67.
- Hoehn, P., Tschardt, T., Tylianakis, J.M., Steffan-Dewenter, I. (2008). Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. *Proceedings of the Royal Society B*, **275**, 2283-2291.
- Hoover, S.E.R., Ladley, J.J., Shchepetkina, A.A., Tisch, M., Giese, S.P. & Tylianakis, J.M. (2012). Warming, CO₂, and nitrogen deposition interactively affect a plant-pollinator mutualism. *Ecology Letters*, **12**, 227-234.
- Jauker, F., Diekötter, T., Schwarzbach, F., Wolters, V. (2009). Pollinator dispersal in an agricultural matrix: opposing responses of wild bees and hoverflies to landscape structure and distance from main habitat. *Landscape Ecology*, **24**, 547-555.
- Kennedy, C.M., Lonsdorf, E., Neel, M.C., Williams, N.M., Ricketts, T.H., Winfree, R., Bommarco, R. ... Kremen, C. (2013). A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology Letters*, **16**, 584-599.
- Kevan, P.G., & Baker, H.G. (1983). Insects as flower visitors and pollinators. *Annual Review of Entomology*, **28**, 407- 403.
- Kingha, B.M.T., Fohouo, F-N.T., Ngakou, A., Brückner, D. (2012). Foraging and pollination activities of *Xylocopa olivacea* (Hymenoptera, Apidae) on *Phaseolus vulgaris* (Fabaceae) flowers at Dang (Ngaoundere-Cameroon). *Journal of Agricultural Extension and Rural Development*, **4**, 330-339.
- Klein, A.M., Vaissière, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C. & Tschardt, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B*, **274**, 303-313.
- Klink, C.A., & Machado, R.B. (2005). Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, **19**, 707-713.
- Kovács-Hostyánszki, A., Espíndola, A., Vanbergen, A.J., Settele, J., Kremen, C., Dicks, L.V. (2017). Ecological intensification to mitigate impacts of conventional intensive land use on pollinators and pollination. *Ecology Letters*, 1-17.
- Kremen, C., & Gonigle, L.K.M. (2015). Small-scale restoration in intensive agricultural landscapes supports more specialized and less mobile pollinator species. *Journal of applied Ecology*, **55**, 602-610.

- Kremen C., & Miles, A. (2012). Ecosystem Services in biologically diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-offs. *Ecology and Society*, **17**, 1-25.
- Kremen, C., Williams, N.M., Thorp, R.W. (2002). Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *PNAS*, **99**, 16812-16816.
- Lahsen, M., Bustamante, M.M.C., Dalla-Nora, E.L. (2016). Undervaluing and overexploiting the brazilian cerrado at our peril. *Environment: Science and Policy for sustainable development*, **58**, 1-14.
- Leikam, D.F., & Lamond, R.E. (2003). Estimating manure nutrient availability. *Kansas State University*, **2562**, 1-8.
- Malézieux, E. (2012). Designing cropping systems from nature. *Agronomy for Sustainable Development*, **32**, 15-29.
- Marini, L., Tamburini, G., Petrucco-Toffolo, E., Lindström, S.A.M., Zanetti, F., Mosca, G., Bommarco, R. (2015). Crop management modifies the benefits of insect pollination in oilseed rape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **207**, 61-66.
- Masiga, R., Kasina, M., Mbugi, J., Odhiambo, C., Kinuthia, W., Gemmill-Herren, B., Vaissière, B.E. (2014). Do French beans (*Phaseolus vulgaris*) grown in proximity to Mt Kenya forest in Kenya experience pollination deficit? *Journal of Pollination Ecology*, **14**, 255-260.
- (MEA) Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystem and Human well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC, pp. 137.
- Meira, F. de A., de Sá, M.E., Buzetti, S., Arf, O. (2005). Doses e épocas de aplicação de nitrogênio no feijoeiro irrigado cultivado em plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **40**, 383-388.
- Melo, L.C., Del Peloso, M.J., Pereira, H.S., Faria, L.C., Costa, J.G.C., Díaz, J.L.C., Rava, C.A. ... Magaldi, M.C.S. (2009). BRS Estilo: cultivar de grão tipo comercial carioca, com arquitetura de planta ereta associada com alto potencial produtivo. *Embrapa Arroz e Feijão*, **186**. 1-4.
- Mendes, I.C, Hungria, M. & Vargas, M.A.T. (2003). Soybean response to starter nitrogen and *Bradyrhizobium* inoculation on a cerrado oxisol under no-tillage and conventional tillage systems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **27**, 81-87.
- Meyer, S., Unternährer, D., Arlettaz, R., Humbert, J-Y., Menz, M.H.M. (2017). Promoting diverse communities of wild bees and hoverflies requires a landscape approach to managing meadows. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **239**, 376-384.
- Morales, M.N. (2007). Taxonomia das espécies do grupo Scutellaris do gênero *Palpada* Macquart (Diptera, Syrphidae). Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, pp. 132.

- Mosier, A.R., Syers, J.K., Freney, J.R. (2004). *Agriculture and the nitrogen cycle. Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment*. Island Press, USA: Scope – The Scientific Committee on Problems of the Environment.
- Muñoz, A.A., Celedon-Neghme, C., Cavieres, L.A. & Arroyo, M.T.K. (2005). Bottom-up effects of nutrient availability on flower production, pollinator visitation, and seed output in a high-Andean shrub. *Oecologia*, **43**, 126-35.
- Musandu, A.A.O. & Joshua, O. (2001). Response of common bean to *rhizobium* inoculation and fertilizers. *The Journal of Food Technology in Africa*, **6**, 121-125.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J. (2001). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853-858.
- Nicolson, S.W. (2011). Bee Food: The chemistry and nutritional value of nectar, pollen and mixtures of the two. *African Zoology*, **46**, 197-204.
- (OECD) Organization for Economic Co-operation and Development (2015). *Consensus document on the biology of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.)*. Paris.
- Oerke, E.C. (2006). Crop losses to pests. *Journal of Agricultural Science*, **144**, 31-43.
- Oliveira, M.R.V., Amancio, E., Laumann, R.A., Gomes, L. de O. (2003). Natural enemies of *Bemisia tabaci* (Gennadius) B Biotype and *Trileuro desvaporariorum* (Westwood) (Hemiptera: Aleyrodidae) in Brasília, Brazil. *Neotropical Entomology*, **32**, 151-154.
- Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (2002). *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. New York: Columbia University Press.
- Parra, J.R.P. (2002). *Controle biológico no Brasil: parasitoides e predadores*. São Paulo: Editora Manole Ltda, pp. 609.
- Pereira, R.C., Pires, J.I.C., Ferreira, F.M.C. (2013). O efeito da polinização por abelhas na produtividade de *Phaseolus vulgaris* L.: Uma avaliação sobre a redundância ecológica. Resumo do VIII Congresso Brasileiro de Agroecologia.
- Petanidou, T., Van Laere, A., Ellis, W.N., Smets, E. (2006). What shapes amino acid and sugar composition in Mediterranean floral nectars? *Oikos*, **115**, 155-169.
- Picanço, M., Oliveira, I.R., Rosado, J.F., Silva, R.S (2010). Natural Biological Control of *Ascia monuste* by the Social Wasp *Polybia ignobilis* (Hymenoptera: Vespidae). *Sociobiology*, **56**, 67-76.
- Potere, D (2008). Horizontal positional accuracy of google earth's high resolution imagery archive, *Sensors*, **8**, 7973-7981.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. & Kunin, W.E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*, **25**, 345-353.

Potts, S.G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H.T., Aizen, M.A., Biesmeijer, J.c., Breeze, T.D., Dicks, L.V. ... Vanbergen, A.J. (2016). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature*, **540**, 220-229.

(PRB) Population Reference Bureau. (2016). *2016 World population data sheet with a special focus on humans needs and sustainable resources*. Washington, DC.

Quintela, E.D. (2009). *Manual de identificação de insetos e outros invertebrados pragas do feijoeiro*. Brasília: Embrapa Arroz e Feijão, 142, pp. 51.

Rader, R., Bartomeus, I., Garibaldi, L.A., Garratt, M.P.D., Howlett, B.G., Winfree, R., Cunningham, S.A. ... Woyciechowski, M. (2016). Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *PNAS*, **113**, 146-151.

Rech, A.R., Agostini, K., Oliveira, P.E., Machado, I.C. (2014). *Biologia da polinização*. Rio de Janeiro: Revisora editorial Ceres Belchior, pp. 527.

Reetz Jr, H.F. (2016). Fertilizers and their efficient use. Paris, France: *International Fertilizer Industry Association (IFA)*.

Ricketts, T.H., Williams, N.M. & Mayfield, M.M. (2006). Connectivity and ecosystem services: crop pollination in agricultural landscapes. Cambridge, UK: *Connectivity for Conservation* (eds Sanjayan, M. & Crooks, K.), pp. 255–289.

Ricketts, T.H., Regetz, J., Dewenter, I-S., Cunningham, S.A., Fremen, C., Bogdanski, A., Gemmill-Herren, B. ... Viana, B.F. (2008). Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters*, **11**, 499-515.

Rusch, A., Valantin-Morison, M., Sarthou, J.P., Roger-Estrade, J. (2013). Effect of crop management and landscape context on insect pest populations and crop damage. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **166**, 118-125.

Salazar, A., Baldi, G., Hirota, M., Syktus, J., McAlpine, C. (2015). Land use and land cover change impacts on the regional climate of non-Amazonian South America: A review. *Global and Planetary Change*, **128**, 103-119.

Santana, M.P., Carvalho, C.F., Souza, B., Morgado, L.N. (2002) Abelhas (Hymenoptera: Apoidea) visitantes de flores do feijoeiro, *Phaseolus vulgaris* L., em Lavras e Ijaci – MG. *Ciência e Agrotecnologia*. **26**, 1119-1127.

Sawyer, D.R., Mesquita, B., Coutinho, B., de Almeida, F.V., Figueiredo, I., Lamas, I., Pereira, L.E., Pinto, L.P., Pires, M.O., Kasecker, T. (2016). *Ecosystem Profile: Cerrado Biodiversity Hotspot*. Available at: <http://www.cepf.net/SiteCollectionDocuments/cerrado/CerradoEcosystemProfile-EN.pdf>. Accessed: 26/06/2017.

Scariot, A., Sousa-Silva, J.C., Felfili, J.M. (2005). *Cerrado: Ecologia, biodiversidade e Conservação*. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente.

Shackelford, G., Steward, P.R., Benton, T.G., Kunin, W.E., Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Sait, S.M. (2013). Comparison of pollinators and natural enemies: a meta-analysis of landscape and local effects on abundance and richness in crops. *Biological Reviews*, **88**, 1002-1021.

Sherman, G.E. et al. (2011). Quantum GIS User Guide - Version 1.7 “Wroclaw”. Available at: http://download.osgeo.org/qgis/doc/manual/qgis-1.7.0_user_guide_en.pdf. Accessed: 10/11/17.

Silva, H.T., Costa A.O. (2003). Caracterização botânica de espécies silvestres do gênero *Phaseolus* L. (Leguminosae). *Embrapa Arroz e Feijão*, **156**.

Silva, O.F. & Wander, A.E. (2015). Viabilidade econômica da cultivar de feijão-comum BRS Estilo. *Revista Brasileira de Desenvolvimento Regional*, **3**, 223-242.

Silvertown, J (2015). Have ecosystem services been oversold. *Trends in Ecology and Evolution*, **30**, 641-648.

Simon, S., Rusch, A., Wyss, E., Sarthou, J. (2014). Conservation Biocontrol: Principles and Implementation in Organic Farming. In: Bellon, S., Penvern, S. Organic farming, prototype for sustainable agriculture. Netherlands:Springer.

Smith, P., House, J.I., Bustamante, M., Sobocká, J., Harper, R., Pan, G., West, P.C. ... Pugh, T.A.M. (2016). Global change pressures on soils from land use and management. *Global Change Biology*, **22**, 1008-1028.

Sousa, D.M.G. & Lobato, E. (2004). *Cerrado: correção do solo e adubação*, 2nd edn. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica.

Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Bürger, C., Thies, C., Tscharnke, T. (2002). Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, **83**, 1421-1432.

Steffen, W., Sanderson, A., Tyson, P.D., Jäger, J., Matson, P.A., Moore III, B., Oldfield, F. ... Wasson, R.J. (2004). *Global Change and the Earth System: A planet under pressure*. Berlin: Springer-Verlag.

Steward, P.R., Shackelford, G., Carneiro, L.G., Benton, T.G., Garibaldi, L.A., Sait, S.M. (2014). Pollination and biological control research: are we neglecting two billion smallholders. *Agriculture & Food Security*, **3**, 1-13.

Strassburg, B.B.N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Latawiec, A.E. ... Balmford, A. (2017). Moment of Truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology and Evolution*, **1**, 1-3.

Tamburini, G., Berti, A., Morari, F. & Marini, L. (2015). Degradation of soil fertility can cancel pollination benefits in sunflower. *Oecologia*, **180**, 581-587.

Tittonell, P. (2014). Ecological intensification of agriculture – sustainable by nature. *Current Opinion in Environment Sustainability*, **8**, 53-61.

- Tsafack, N., Alignier, A., Head, G.P., Kim, J.H., Goulard, M., Menozzi, P., Quin, A. (2016). Landscape effects on the abundance and larval diet of the polyphagous pest *Helicoverpa armigera* in cotton fields in North Benin. *Pest Management Science*, **72**, 1613-1626.
- Turner, M.G. (1989). Landscape Ecology: The effect of pattern on process. *Annual Revision of Ecological Systems*, **20**, 171-197.
- Vaissière, B.E., Freitas, B.M., Gemmill-Herren, B. (2011). *Protocol to detect and assess pollination deficits in crops: a handbook for its use*. Global Action on Pollination Services for Sustainable Agriculture. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Vargas, M.A.T., Mendes, I.C. & Hungria, M. (2000). Response of field-grown bean (*Phaseolus vulgaris* L.) to *Rhizobium* inoculation and nitrogen fertilization in two Cerrado soils. *Biology and Fertility of Soils*, **32**, 228-233.
- Veres, A., Petit, S., Conord, C., & Lavigne, C. (2013). Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **166**, 110-117.
- Wardhaugh, C. W. (2015). How many arthropods visit flowers? *Arthropod-Plant Interactions*, **9**, 547-565.
- Wezel, A., Casagrande, M., Celette, F., Vian, J-F., Ferrer, A., Paigné, J. (2014). Agroecological practices for sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, **34**, 1-20.
- Williams, G.R., Troxler, A., Retschnig, G., Roth, K., Yañez, O., Shutler, D., Neumann, P., Gauthier, L. (2015). Neonicotinoid pesticides severely affect honey bee queens. *Nature*, **5**, 1-8.
- Woodcock, B.A., Bullock, J.M., McCracken, M., Chapman, R.E., Ball, S.L., Edwards, M.E., Nowakowski, M., Pywell, R.F (2016). Spill-over of pest control and pollination services into arable crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **231**, 15-23.
- Yu, L. & Gong, P. (2012). Google Earth as a virtual globe tool for earth science applications at the global scale: progress and perspectives. *International Journal of Remote Sensing*, **33**, 3966-3986.

GLOSSÁRIO

Definições	Referências
<p>Função ecossistêmica: Refere-se a processos ecológicos oriundos de ecossistemas (e.g. fixação fotossintética do CO₂, decomposição).</p>	<p>Silvertown, J (2015). Have ecosystem services been oversold. <i>Trends in Ecology and Evolution</i>, 30, 1-8.</p>
<p>Serviço ecossistêmico: Envolve os benefícios e bens obtidos pelo ser humano a partir de processos ecossistêmicos. É dividido em 4 categorias: serviço de provisão (água, alimento), culturais (recreação, estéticos), de suporte (ciclagem de nutrientes, formação do solo, biodiversidade) e regulação (purificação da água, polinização).</p>	<p>(MEA) Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystem and Human well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC, pp. 137.</p>
<p>Serviço intermediário: Processos ecossistêmicos (de suporte ou reguladores) e condições que permitem o ser humano receber um benefício, ou serviço final (e.g. polinização).</p>	<p>Bommarco, R. et al. (2013). Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. <i>Trends in Ecology Evolution</i>, 28, 230-238.</p>
<p>Serviço final: Provisão de benefícios ligados a questões sociais específicas (e.g. produção agrícola).</p>	<p>Bommarco, R. et al. (2013). Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. <i>Trends in Ecology Evolution</i>, 28, 230-238.</p>
<p>Intensificação ecológica: Compreende o conjunto de práticas de manejo com foco no aumento de processos ecológicos (e.g. controle de pragas, ciclagem de nutrientes, polinização) que contribuam para a produção, mas também na conservação e uso da biodiversidade funcional.</p>	<p>Garibaldi, L., Gemmill-Herren, B., D'Annolfo, R., Graeub, B.E., Cunningham, S.A., Breeze, T.D. (2017). Farming approaches for greater biodiversity, livelihoods, and food security. <i>Trends in Ecology & Evolution</i>, 32, 68-80.</p>
<p>Intensificação convencional: manejo agrícola que visa o aumento da produção, porém normalmente associado a práticas não sustentáveis (e.g. grandes áreas de monoculturas, dependência de insumos externos como pesticidas e fertilizantes sintéticos).</p>	<p>Garibaldi, L., Gemmill-Herren, B., D'Annolfo, R., Graeub, B.E., Cunningham, S.A., Breeze, T.D. (2017) Farming approaches for greater biodiversity, livelihoods, and food security. <i>Trends in Ecology & Evolution</i>, 32, 68-80.</p>

APÊNDICE A - Tabelas suplementares

Table S1 – S4

Table S1 – Management practices applied in each study area that can influence nitrogen (N) and phosphorous (P) content. For all study areas surrounding vegetation was Cerrado (Brazilian savanna and forest formations).

Study area	Year	Cultivation system	Species used in crop rotation	Planting, harvest and spraying dates	Fertilization dates	Amount of N applied (kg/ha)	N source	Crop period (N applied)	Amount of P applied (kg/ha)	P source	Crop period (P applied)
1	2015	No-tillage Soybean (2014) and corn (all the years) as intercropping system	Species: <i>Glycine max</i> <i>Zea mays</i>	Planting: 25-oct-2015 Spraying chemical: Throughout the planting Harvest: 22-jan-2016	25/10/2015	106.6	MAP Ammonium sulfate	MAP (during the planting) Foliar fertilization 10/10 Ammonium sulfate (pre planting)	46.7	MAP (P in the form of Phosphate Oxide)	During the planting
2	2015	No-tillage Soybean (2014) and corn with <i>Brachiaria ruziziensis</i> (2015) as intercropping system	Species: <i>Zea mays</i> <i>Glycine max</i>	Planting: 26-oct-2015 Spraying chemical: Throughout the planting Harvest: 19-jan-2016	05/11/2015	88.5	MAP Nitrate of ammonium	15/11/2015 (post planting)	24.23	MAP (P in the form of Phosphate Oxide)	15/11/2015 (post planting)
3	2015	No-tillage Soybean (2014) and corn with <i>Brachiaria ruziziensis</i> (2015) as intercropping system	Species: <i>Zea mays</i> <i>Glycine max</i>	Planting: 26-oct-2015 Spraying chemical: Throughout the planting Harvest: 19-jan-2016	05/11/2015	88.5	MAP Nitrate of ammonium	15/11/2015 (post planting)	24.23	MAP (P in the form of Phosphate Oxide)	15/11/2015 (post planting)
4	2015	No-tillage, Wheat (2012), soybean (2014) and corn (2015) as intercropping system	Species <i>Fagopyrum tataricum</i> <i>Glycine max</i> <i>Zea mays</i>	Planting: 1-oct-2015 Spraying chemical: Throughout the planting Harvest: 29-jan-2016	23/09: KCl 1/10: NPK	36	MAP	During the planting	65,3	MAP and reactive fosfate; P in the form of Phosphate Oxide	MAP (during the planting); reactive fosfate (pre planting)
5	2015	No-tillage Crotalaria and mileto (other years) e corn (2015) as intercropping system	Species: <i>Zea mays</i>	Planting: 1-nov-2015 Spraying chemical: Throughout the planting Harvest: 30-jan-2016	01/nov	98	MAP Urea	Urea (post planting) NPK (during the planting)	32.31	MAP P in the form of Phosphate Oxide	During the planting

6	2015	No-tillage Crotalaria and mileto (other years) e corn (2015) as intercropping system	Species: <i>Zea mays</i>	Planting: 1-nov-2015 Spraying chemical: Throughout the planting Harvest: 30-jan-2016	01/nov	98	MAP Urea	Urea (post planting) NPK (during the planting)	32.31	MAP P in the form of Phosphate Oxide	During the planting
7	2015	No-tillage Corn (2015) as intercropping system	Species: <i>Zea mays</i>	Planting: 06-nov-2015 Spraying: chemical: Throughout the planting Harvest: 22-feb-2016	02/11 - 04/11 –NPK KCl (pre planting)	72.6	MAP Nitrate of ammonium 27%	Nitrate of ammonium (pre planting); pre planting) and foliar (post-planting)	30.38	MAP P in the form of Phosphate Oxide	Pre- planting – MAP and foliar (post planting)
8	2015	No-tillage Mileto, crotalaria and <i>Brachiaria ruziziensis</i> (other years) and soybean (2015) as intercropping system	Species: <i>Glycine max</i> <i>Zea mays</i>	Planting: 1-nov-2015 Spraying: chemical: Throughout the planting Harvest: 28-jan-2016	1/nov: Fertilizers KCl (pre- planting)	91.3	Urea	During the planting	41.48	MAP P in the form of Phosphate Oxide	During the planting
10	2015	No-tillage Corn, soybean and black oat(2015) as intercropping system	Species: <i>Fagopyrum tataricum</i> <i>Glycine max</i> <i>Zea mays</i>	Planting: 27-nov-2015 Spraying chemical: Throughout the planting Harvest: 22-feb-2016	27/nov: NPK Urea (20 days after the emergence);	130.5	MAP Urea	During the planting and pre planting (manure)	40.39	MAP P in the form of Phosphate Oxide	During the planting
8	2016	No-tillage Wheat (2012), soybean (2014) and corn (2015) as intercropping system	Species: <i>Zea mays</i> <i>Triticum sp. L.</i> <i>Glycine max</i>	Planting: 30-oct-2016 Spraying chemical: Throughout the planting Harvest: 20-jan-2017	NPK (during the planting) KCl (pre planting)	91.3	Urea	During the planting	41.48	MAP P in the form of Phosphate Oxide	During the planting
10	2016	No-tillage Sorghum and wheat as intercropping system	Species: <i>Triticum sp. L.</i> <i>Sorghum Bicolor</i>	Planting: 26-oct-2016 Spraying chemical: Throughout the planting	20/10: KCl 27/10: NPK	98.7	MAP Nitrate of ammonium 27%	NPK: (during the planting) Nitrate and ammonium sulfate	36.4	MAP P in the form of Phosphate Oxide	27/10 - MAP; P51(Foliar): post

				Harvest: 20-jan-2017				(post planting)			planting
11	2016	No-tillage Sorghum and wheat as intercropping system	Species: <i>Triticum sp. L.</i> <i>Sorghum Bicolor</i>	Planting: 26-oct-2016 Spraying chemical: Throughout the planting; Harvest: 20-jan-2017	20/10: KCl 27/10: NPK	98.7	MAP Nitrate of ammonium 27%	NPK: (during the planting) Nitrate and ammonium (post planting)	36.4	MAP P in the form of Phosphate Oxide	27/10 - MAP; P51(Foliar): post planting

Table S2 – Details of the species of insects found visiting common bean in our study region. The main ecological function of each species was defined based on the behaviour described in the indicated references.

Flower visitor (species or morphospecies)	Origin	Observed behaviour	Overall frequency of visits (%)	Main ecological function	Reference
HYMENOPTERA					
Apidae					
<i>Paratrigona lineata</i> Lepeletier, 1836	Native	Legitimate Floral Visitor	13.5	Pollinator	[1]
<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	Exotic	Legitimate Floral Visitor / Robber	33.8	Pollinator	[1;2]
<i>Bombus (Fervidobombus) morio</i> Swederus, 1787	Native	Legitimate Floral Visitor	2.2	Pollinator	[1]
<i>Trigona spinipes</i> Fabricius, 1793	Native	Legitimate Floral Visitor /Robber	3.5	Pollinator	[1;2; 12]
<i>Bombus Brevivillus cf.</i>	Native	Legitimate Floral Visitor	2.9	Pollinator	[2]
<i>Geotrigona sp.</i>	Native	Legitimate Floral Visitor	< 1	Pollinator	[12]
<i>Exomalopsis analis</i> Spinola, 1853	Native	Legitimate Floral Visitor	< 1	Pollinator	[1]
<i>Xylocopa (Stenoxylocopa)</i>	Native	Legitimate Floral Visitor	< 1	Pollinator	[2]
Andrenidae (Oxaeinae)					
<i>Oxaea flavescens</i> Klug, 1807	Native	Legitimate Floral Visitor	< 1	Pollinator	[2]
Vespidae					
<i>Polybia ignobilis</i> Haliday, 1836	No information	Robber	< 1	Predator	[8]
<i>Brachygastra lecheguana</i> Latrille, 1824	No information	Legitimate Floral Visitor /Robber	<1	Predator	[9]
<i>Polybia dimidiata</i> Oliver, 1791	Exotic	Robber	< 1	Predator	[10]
Pompilidae					
<i>Pepsis sp.</i>	No information	Robber	< 1	Predator	[11]
DIPTERA					
Syrphidae					
<i>Allograpta cf. exotica</i> Wiedemann, 1830	Exotic	Legitimate Floral	25.1	Predator	[4]

		Visitor			
<i>Palpada vinetorum</i> Fabricius, 1798	No information	Legitimate Floral Visitor	< 1	Pollinator	[13]
Ulidiidae					
<i>Euxesta</i> sp.	No information	Legitimate Floral Visitor	< 1	-	
Drosophilidae					
Drosophilidae (morpho1)	No information	Legitimate Floral Visitor	< 1	-	
LEPIDOPTERA					
Nortuidae					
<i>Heliothis virescens</i> Fabricius, 1777	Exotic	Legitimate Floral Visitor	< 1	Pest (tobacco, bean, soybean)	[5; 7]
<i>Helicoverpa zea</i> Boddie, 1850	Exotic	Legitimate Floral Visitor	< 1	Pest (tomato, corn, bean)	[6; 7]
Hesperiidae					
<i>Urbanus proteus</i> Linnaeus, 1758	Exotic	Legitimate Floral Visitor	< 1	Pest (bean)	[3; 7]
<i>Urbanus d. dorantes</i> Stoll, 1790	Exotic	Legitimate Floral Visitor	< 1	Pest (bean, soybean)	[7]
<i>Hylephila p. phyleus</i> Drury, 1773	Exotic	Legitimate Floral Visitor	< 1	-	
<i>Panoquina lucas</i> Fabricius, 1793	Exotic	Legitimate Floral Visitor	< 1	-	
<i>Aguna asande</i> Hewitson, 1867	Exotic	Legitimate Floral Visitor	< 1	-	
<i>Chioides c. catillus</i> Cramer, 1780	Exotic	Legitimate Floral Visitor	< 1	Pest (soybean)	[7]
Pieridae					
<i>Eurema e. elathea</i> Cramer, 1777	Exotic	Legitimate Floral Visitor	< 1	Pest (bean, soybean)	[7]
Arctiidae					
Arctiidae (morpho1)	No information	Legitimate Floral Visitor	< 1	-	
COLEOPTERA					
Chrysomelidae					
<i>Diabrotica speciosa</i>	Native	Legitimate Floral	1.4	Pest(bean,	[3; 6]

	Visitor / Herbivorous			soybean, tomato, corn)	
<i>Diabrotica sp.1</i>	No information	Legitimate Floral Visitor	< 1	Pest	[3]
Curculionidae					
- Curculionidae (morpho1)	No information	Legitimate Floral Visitor	< 1	-	-
HEMIPTERA					
Pentatomidae					
- <i>Euschistus heros</i> Fabricius, 1794	exotic	Robber	<1	Pest (bean, soybean, cotton)	[3]
- Hemiptera (morpho 1)	-	Robber	<1	-	
- Hemiptera (morpho 2)	-	Robber	<1	-	

*Supplementary references:

- [1] Santana, M.P., Carvalho, C.F., Souza, B., Morgado, L.N. (2002) Abelhas (Hymenoptera: Apoidea) visitantes de flores do feijoeiro, *Phaseolus vulgaris* L., em Lavras e Ijaci – MG. *Ciência e Agrotecnologia*, **26**, 1119-1127.
- [2] Pereira, R.C., Pires, J.I.C., Ferreira, F.M.C. (2013) O efeito da polinização por abelhas na produtividade de *Phaseolus vulgaris* L.: Uma avaliação sobre a redundância ecológica. Resumo do VIII Congresso Brasileiro de Agroecologia.
- [3] Quintela, E.D. (2009) Manual de identificação de insetos e outros invertebrados pragas do feijoeiro. *Documentos - Embrapa Arroz e Feijão*, ISSN 1678-9644, Santo Antônio de Goiás, GO. p. 68.
- [4] Oliveira, M.R.V., Amancio, E., Laumann, R.A., Gomes, L. de O. (2003) Natural enemies of *Bemisia tabaci* (Gennadius) B Biotype and *Trialeurodes vaporariorum* (Westwood) (Hemiptera: Aleyrodidae) in Brasília, Brazil. *Neotropical Entomology*, **32**, 151 – 154.
- [5] Bortolotto, O.C., Bueno, A.F., Braga, K., Biato, R., Queiroz, A.P., Pomari, A.F., Mikami, A.T., Silva, G.V. (2014) Parâmetros biológicos de *Heliothis virescens* (Lepidoptera: Noctuidae) em folha e vagem de feijão. XXV Congresso Brasileiro de Entomologia.
- [6] Cividanes, F.J., Yamamoto, F.T. (2002) Pragas e inimigos naturais na soja e no milho cultivados em sistemas diversificados. *Scientia Agricola*, **59**, 683-687.
- [7] Formentini, A.C. (2009) Lepdópteros associados à cultura da soja: diversidade e parasitismo natural por insetos e fungos entomopatogênicos. Dissertação de mestrado, Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul.
- [8] Picanço, M., Oliveira, I.R., Rosado, J.F., Silva, R.S (2010) Natural Biological Control of *Ascia monuste* by the Social Wasp *Polybia ignobilis* (Hymenoptera: Vespidae). *Sociobiology*, **56**, 67-76.
- [9] Fernandes, F.L., Da Silva, P.R., Gorri, J., Pucci, L.F., Da Silva, I.W. (2013) Selectivity of old and new organophosphate insecticides and behavior of Vespidae predators in coffee crop. *Sociobiology*, **60**, 471-476.
- [10] Campos-Farinha, A.E.C., Pinto, N.P.O. (1996) Natural enemies of *Chlosyne lacinia saundersii* Doubl. & Hew. (Lepidoptera: Nymphalidae) in the State of São Paulo. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, **25**, 165-168.
- [11] Corseuil, E. (2007) Controle biológico. *Entomologia – Temas didáticos* N° 1. Porto Alegre.
- [12] Heard, T.A. (1999) The role of stingless bees in crop pollination. *Annual Review of Entomology*, **44**, 183-206.

[13] Costa, J.N.M., Brum, C.M., Júnior, J.R.V., Faria, G.V., Uchoa, T.L., Silva, T.T. (2015) Ocorrência de polinizador de café *Palpada vinetorum* (DIPTERA: Shyrphidae) e parasitismo pelo fungo *Cordyceps sp.* IX Simpósio de Pesquisa dos Cafês do Brasil. Curitiba.

Table S3–Selection of the most influential spatial scale when evaluating the effects of vegetation cover on flower visitors' variables: Density of native (Nat.fl), exotic (Exot.fl), species richness (Ric.fl), biocontrol agents (Bio.ctrl) and pests. Selection was done by comparing the Akaike Information Criterion corrected for small sample size (AICc) of models with vegetation cover (measured at four different scales) as explanatory variable.

Landscape variable in different spatial scales (meters)		Nat.fl	Exot.fl	Ric.fl	Bio.ctrl	Pest
Model	Explanatory terms	AICc	AICc	AICc	AICc	AICc
1	Vegetation cover (500 m)	139.37	81.98	117.89	121.43	62.46
2	Vegetation cover (1000 m)	144.60	82.30	121.05	122.32	61.11
3	Vegetation cover (1500 m)	145.63	82.55	121.21	121.99	59.81
4	Vegetation cover (2000 m)	146.42	82.24	120.85	121.69	59.57

Table S4 – Geographical location and soil characteristics of the study areas used in this study

Year	Study areas	Coordinates	Soil Classification		Soil characteristics (0-20 cm depth)				
			Brazilian Soil Taxonomy (Embrapa, 1999)	US Soil Taxonomy	pH (H ₂ O) (min - max)	pH (CaCl ₂) (min - max)	Cation exchange capacity - ECEC (min-max) (cmolc/dm ³)	Organic matter (min-max) (dag/kg)	Base saturation (min-max) (%)
2015/2016	1	16°07'16.8"S 47°52'57.2"W	Latossolo vermelho	Oxisols	no information	no information	no information	no information	no information
	2	15°55'06.2"S 47°25'53.6"W	Latossolo vermelho	Oxisols	5.2-5.3	4.6-5.1	5.0-6.0	4.9	49.5-55.8
	3	16°13'00.1"S 47°32'45.6"W	Latossolo vermelho	Oxisols	5.2-6.1	5.1-6.2	6.0 - 7.1	3.9-5.1	63.3-87.5
	4	15°51'49.3"S 47°36'34.5"W	Latossolo vermelho	Oxisols	4.9-5.8	no information	6.2-6.7	4.8-6.0	59.6-64.1
	5	15°58'37.2"S 47°34'37.9"W	Latossolo vermelho	Oxisols	4.7-5.1	4.4-4.9	6.1-9.0	3.8-4.8	63.0-74.4
	6	15°58'37.2"S 47°34'37.9"W	Latossolo vermelho	Oxisols	4.7-5.1	4.4-4.9	4.8-6.8	4.6-4.9	49.1-70.8
	7	15°45'54.8"S 47°19'57.8"W	Latossolo vermelho	Oxisols	4.7-5.3	4.9-5.3	3.6-4.9	4.1-4.8	35.9-52.2
	8	15°52'04.0"S 47°33'39.2"W	Latossolo vermelho	Oxisols	5.0-5.7	5.1-5.8	6.5-8.3	4.3-5.3	62.0-73.0
	9	15°41'50.0"S 47°30'13.5"W	Latossolo vermelho	Oxisols	4.9	4.5-4.6	4.1-5.2	2.9-4.0	45.5-53.2
2016/2017	10	15°51'40.0"S 47°35'27.4"W	Latossolo vermelho	Oxisols	4.9-5.1	4.8-4.9	5.5-5.7	3.6-4.7	39.7-43.1
	11	15°50'40.8"S 47°34'40.5"W	Latossolo vermelho	Oxisols	4.7-4.8	4.6	7.5-7.8	3.7-4.8	61
	8	15°52'04.0"S 47°33'39.2"W	Latossolo vermelho	Oxisols	4.5-5.1	4.3-4.6	5.2-9.1	4.7-5.2	49.6-60.0