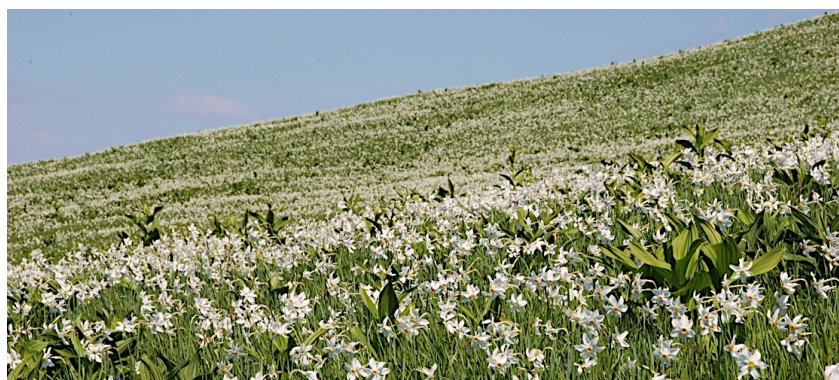


Sistemi Agro-Zootecnici e Servizi Ecosistemici

Versione 1.0 giugno 2019

Commissione di studio ASPA
“Allevamento e Servizi Ecosistemici”

Maurizio Ramanzin, Luca Battaglini, Stefano Bovolenta, Gustavo Gandini,
Silvana Mattiello, Francesca Maria Sarti, Enrico Sturaro



Questa sintesi intende introdurre a ricercatori, tecnici, studenti e a tutti i portatori di interesse a vario titolo il tema dei Servizi Ecosistemici e delle loro relazioni con i sistemi di allevamento. Si tratta di una presentazione, per questo motivo non esaustiva, che potrà essere progressivamente integrata e arricchita con i prossimi risultati del lavoro della Commissione ASPA “Allevamento e Servizi Ecosistemici”

Citazione consigliata:

Ramanzin M., Battaglini L., Bovolenta S., Gandini G., Mattiello S., Sarti F. M., Sturaro E. 2019. Sistemi Agro-zootecnici e Servizi Ecosistemici. Versione 1.0 giugno 2019. Commissione di studio ASPA “Allevamento e Servizi Ecosistemici”. Disponibile su <http://aspa.unitus.it/index.php/it/commissioni-aspa/servizi-ecosistemici-dell-allevamento>

Cosa sono i “Servizi Ecosistemici”?

La definizione concettuale dei “Servizi Ecosistemici” (*Ecosystem Services* in inglese) è relativamente recente, essendo stata per la prima volta formalizzata nel 2005 con la pubblicazione dei risultati del lavoro di un amplissimo gruppo di esperti internazionali coinvolti nel progetto “*Millennium Ecosystem Assessment* (MA) (<http://www.millenniumassessment.org/en/index.html>). In questa definizione, i servizi ecosistemici comprendono i “benefici diretti e indiretti che gli ecosistemi forniscono all’umanità”, nella prospettiva di (ri)conciliare ecologia (gli ecosistemi e la conservazione delle loro funzioni) ed economia (i benefici per l’umanità, intesi in maniera comprensiva e non solo monetaria). Nella classificazione originale, questi servizi sono suddivisi in quattro categorie:

1. *Supporting*: o servizi di “supporto”, includono i vari processi che consentono agli ecosistemi di funzionare e quindi fornire gli altri servizi. Come esempi si possono citare i cicli dei nutrienti, la formazione dei suoli, la fotosintesi, l’impollinazione, ecc.
2. *Provisioning*: o servizi di “approvvigionamento”, includono la “produzione” di materiali, acqua ed energia, fra cui quindi quelle di alimenti, acqua, legname, fibre, risorse medicinali, minerali, ecc.
3. *Regulating*: o servizi di “regolazione”, comprendono benefici in termini di regolazione di vari processi che hanno effetti positivi, ad esempio, sul clima e sul sequestro del carbonio, sui dissesti idrogeologici e altri eventi catastrofici, sulla depurazione dagli inquinanti (nelle acque, nei suoli, nell’aria), sul controllo di specie (vegetali e animali) invasive e di malattie, ecc.
4. *Cultural*: o servizi “culturali”, raggruppano i benefici di tipo scientifico (ricerca e scoperte scientifiche), culturale (paesaggi e patrimonio culturali, ispirazione per l’arte, il folklore, ecc.), ricreativo (attività sportive, escursionismo, osservazione di flora e fauna, ecc.) e spirituale (senso di appartenenza, significati religiosi) che vengono percepiti dall’uomo in relazione ai diversi ecosistemi.

I servizi ecosistemici delle categorie *supporting*, *regulating* e *cultural* sono spesso raggruppati come servizi “*non provisioning*” e sono “pubblici”, dato che, diversamente dai servizi *provisioning*, non sono privatizzabili: tutti gli individui possono usarli, e il loro uso da parte di un individuo non ne riduce la disponibilità per gli altri (Cooper, 2009).

Questa classificazione originaria, concettualmente molto solida, è tuttavia complessa da rendere operativa quando si cerca di quantificare e valutare anche economicamente i diversi servizi ecosistemici (soprattutto i *supporting*). Per questo, il progetto TEEB (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*; <http://www.teebweb.org/>) ha successivamente incorporato i servizi *supporting* in una nuova categoria, chiamata *Habitat and supporting*, che comprende i servizi di *Habitat for species* e *Maintenance of genetic diversity* (di seguito, per brevità chiamati

“Habitat e biodiversità”). Infine, il CICES, *Common International Classification of Ecosystem Services* (<https://cices.eu/>), un’iniziativa promossa dall’Agenzia Europea per l’Ambiente al fine di standardizzare e classificare gerarchicamente i servizi ecosistemici per la loro quantificazione e valutazione economica, considera tre tipi di servizi: *provisioning, regulating and maintenance*, al cui interno si trova la classe “*maintaining nursery populations and habitats (including gene pool protection)*” che possiamo far corrispondere ai servizi di Habitat e biodiversità di TEEB, e “*cultural*”.

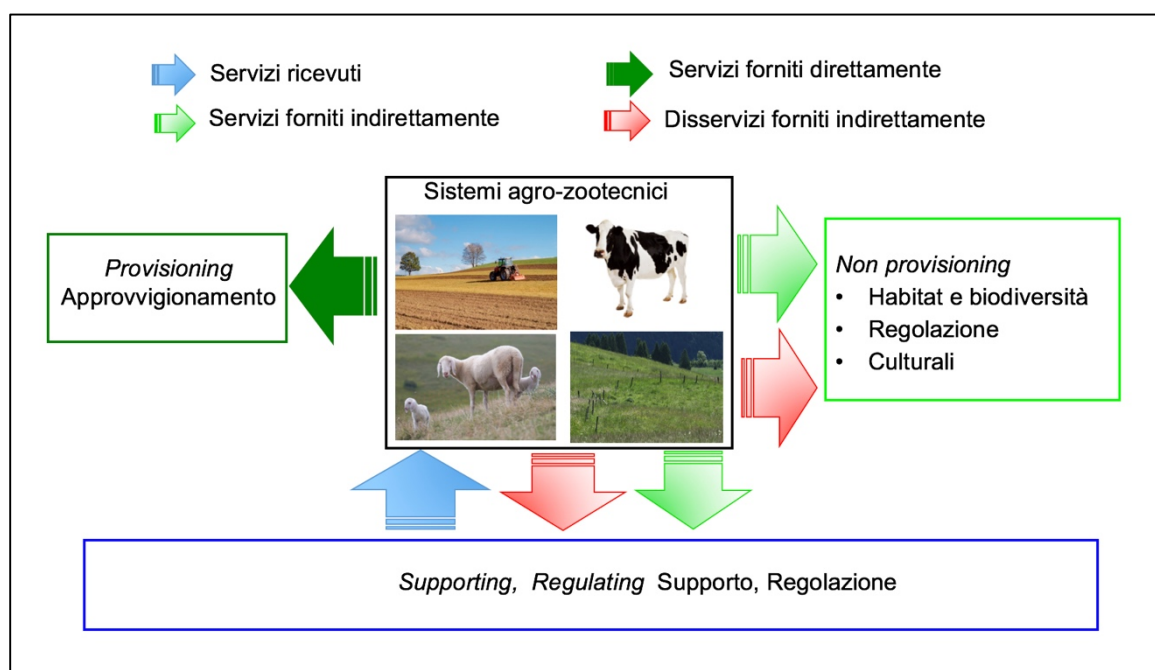
In questo sviluppo dall’originaria definizione di MA fino al CICES è evidente lo sforzo di produrre una classificazione dei servizi ecosistemici sempre più operativa ai fini della loro quantificazione e mappatura. L’azione 5 della [EU Biodiversity Strategy to 2020](#) richiede agli stati membri di mappare e valutare lo stato degli ecosistemi e dei loro servizi nei territori nazionali e l’iniziativa MAES - *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* (http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/index_en.htm) ha prodotto vari rapporti (nel 2018 è stato pubblicato il quinto) contenenti linee guida e indicatori (ricavati da CICES, vedi sotto) per identificare i tipi di ecosistemi e valutare il loro stato. Per il nostro Paese, lo stato di avanzamento del progetto è riportato dal MATTM (<https://www.minambiente.it/pagina/mapping-and-assessment-ecosystem-services-maes>).

L’implementazione del concetto dei servizi ecosistemici nelle varie politiche comunitarie è ancora modesta, il che non sorprende data la definizione molto recente degli schemi concettuali e operativi, ma sta crescendo gradualmente d’importanza (Bouwma et al., 2018). Nel considerare i servizi ecosistemici, è concettualmente inoltre importante ricordare la distinzione tra *servizi* (le funzioni e peculiarità dei diversi ecosistemi che sono utili per l’uomo), *benefici*, cioè i beni materiali e le esperienze che l’uomo, anche attraverso l’uso di processi e tecnologia come nel caso dell’agricoltura, ricava da queste funzioni e peculiarità, e *valori*, cioè le preferenze e i principi che ad essi possono essere associati dalle diverse componenti della società. Ad esempio, in senso stretto il servizio ecosistemico di approvvigionamento dei sistemi agro-zootecnici dovrebbe essere considerato il foraggio, e gli animali con esso allevati un beneficio. In misura ancora più articolata, possiamo considerare il caso delle praterie seminaturali, che mantengono un livello elevato di biodiversità (servizio di habitat e biodiversità). Questa biodiversità, con elementi quali le fioriture, le farfalle, ecc., genera valore estetico (valore culturale) e opportunità ricreative (servizio culturale) che, con input economici e organizzativi, si traduce in turismo (beneficio culturale). Distinguere tra servizi, benefici e valori è concettualmente importante ma operativamente complesso, e spesso essi non vengono distinti quando si devono effettuare valutazioni operative (ad esempio CICES inserisce gli animali allevati tra i servizi *provisioning*). Per ragioni di semplicità e con questa avvertenza, di seguito useremo indifferentemente il termine servizi ecosistemici. Il concetto di valore sarà comunque ripreso nel considerare la valutazione socio-economica dei vari servizi.

Allevamento e Servizi Ecosistemici

L'agricoltura e l'allevamento hanno creato e utilizzano agroecosistemi e sistemi agro-zootecnici, dai quali ottengono primariamente, attraverso le pratiche di gestione, servizi di approvvigionamento, cioè alimenti per l'uomo e gli animali allevati. Zhang et al. (2007) hanno ben descritto i diversi flussi di servizi ecosistemici che: a) sostengono l'agricoltura e l'allevamento; b) sono prodotti tramite l'agricoltura e l'allevamento, ma possono anche essere danneggiati da essi (Disservizi Ecosistemici). Nello schema presentato in figura 1, i sistemi agro-zootecnici beneficiano dei servizi di supporto e di regolazione (ad esempio la fertilità dei suoli, i cicli dell'acqua e dei nutrienti, ecc.) per produrre gli alimenti concentrati e i foraggi, con cui forniscono direttamente servizi di approvvigionamento (alimenti per l'uomo, ma anche altri a seconda del contesto ambientale e socio-economico; si veda più avanti per un elenco). Questa fornitura, però, provoca indirettamente ma inevitabilmente anche vari servizi, o disservizi, del gruppo *non provisioning*, che derivano dagli effetti positivi o negativi che il tipo di sistemi agro-zootecnici e le relative modalità di gestione hanno sui servizi di supporto, di regolazione, di habitat e biodiversità, e culturali.

Figura 1. Servizi e disservizi ecosistemici associati ai sistemi agro-zootecnici. Si veda il testo per una discussione.



Un elenco, non esaustivo, dei possibili servizi e disservizi ecosistemici associabili all'allevamento è riportato in tabella 1. Esso considera solamente le specie ruminanti, dato che a parte alcune eccezioni le specie monogastriche sono allevate per la stragrande maggioranza in sistemi industriali. Inoltre, l'elenco viene riportato per due categorie di sistemi, "intensivi basati sulla cerealicoltura", e "estensivi basati sulle praterie", che sono ai due estremi del

continuum di sistemi agro-zootecnici diffusi nel nostro Paese (e non solo). Classificare e valutare questo continuum rimane un obiettivo fondamentale (anche del lavoro di questa commissione), data l'insita variabilità dei servizi e disservizi forniti, ma non è affrontabile in questa sede. La semplificazione implicita nella definizione di questi due estremi aiuta comunque a comprendere i tendenziali conflitti e sinergie tra diversi servizi e disservizi che, in riferimento alla tabella 1, sono discussi sinteticamente di seguito.

Tabella 1: elenco dei servizi ecosistemici (classificazione modificata da TEEB) associabili all'allevamento e dei tendenziali impatti positivi o negativi a seconda del sistema agro-zootecnico (semplificato e riferito a sistemi di allevamento italiani). Il simbolo - indica effetti tendenzialmente negativi (disservizi), il simbolo + indica effetti tendenzialmente positivi, il simbolo +/- indica effetto positivo o negativo a seconda delle modalità di gestione agro-zootecnica, NI significa che il servizio non è influenzato da quel sistema di allevamento.

Categoria di servizi	Sistema agro-zootecnico		Beneficiari del servizio
	Intensivi basati sui cereali	Estensivi basati su praterie	
<i>Provisioning</i> - Approvvigionamento			
Alimenti di origine animale			Privato
• Quantità	+	-	Privato
• Varietà di prodotti e tipicità	-	+	Privato
• Qualità organolettica	-/+	+	Privato
• Proprietà nutraceutiche	-/+	+	Privato
Risorse genetiche animali allevate	-	+	Privato/Pubblico

Habitat e biodiversità			
• Generale	-	+	Pubblico
• Habitat e specie rari	-	+	Pubblico

<i>Regulating</i> - Regolazione			
Gas serra	+	-	Pubblico
Qualità di suoli e acque	-	-/+	Pubblico
Stock di carbonio nel suolo	-	+	Pubblico
Flussi idrici e erosione dei suoli	-	-/+	Pubblico
Protezione dagli incendi	NI	+	Pubblico
Impollinazione	-	+	Pubblico
Controllo biologico	-	+	Pubblico

<i>Cultural</i> - Culturali			
Paesaggio e patrimonio culturali	-	+	Pubblico
Identità culturale, senso di appartenenza	-	+	Pubblico
Ispirazione artistica, apprezzamento estetico	-	+	Pubblico
Elementi e spazi per iniziative culturali	-	+	Privato/Pubblico
Elementi e spazi per iniziative ricreative	-	+	Privato/Pubblico

Sistemi agro-zootecnici e servizi ecosistemici di “approvvigionamento”

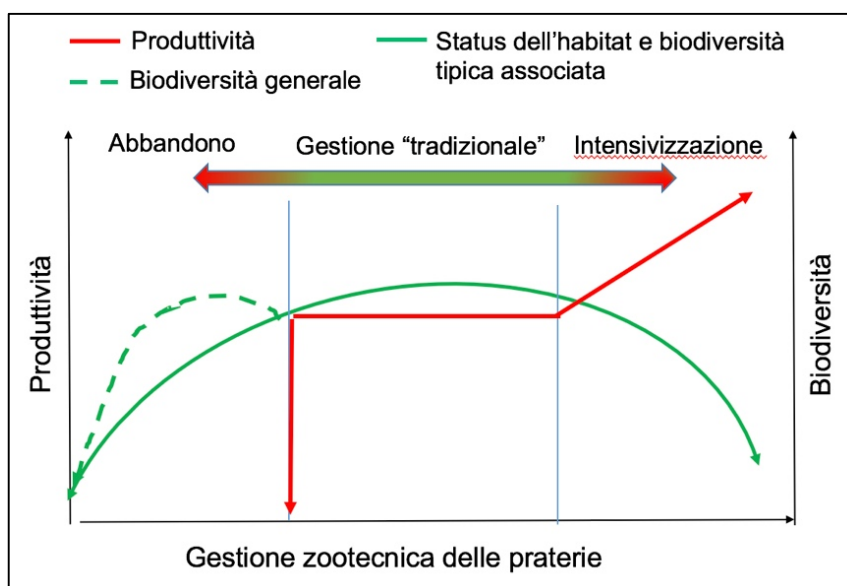
Non c'è dubbio che i sistemi intensivi basati sulla cerealicoltura, sviluppatasi proprio per massimizzare la produttività, sono in grado di offrire una quantità di proteine ed energia da alimenti di origine animale molto maggiore rispetto ai sistemi estensivi basati sulle praterie, ma la varietà di prodotti locali e la loro tipicità, intesa come legame a determinate pratiche di allevamento e/o trasformazione e a un territorio ben definito, sono invece dovute di più a questi ultimi (Sturaro et al., 2013). Anche quando si valutano gli alimenti di origine animale sotto l'aspetto della qualità organolettica e delle proprietà nutraceutiche sono spesso favoriti i sistemi estensivi (Mele e Pulina, 2015). Nell'ambito della sostenibilità delle produzioni agroalimentari, la conservazione e la valorizzazione della biodiversità nei sistemi agro-zootecnici riveste un ruolo molto rilevante (FAO, 2019) e l'approccio dei servizi ecosistemici è particolarmente adatto per studiare le relazioni tra biodiversità allevata, agroecosistemi e valore aggiunto per le filiere legate alle razze locali. Mentre la conservazione delle razze cosmopolite (non dimentichiamo che anch'esse contribuiscono alla biodiversità allevata) è assicurata dalla loro ampia diffusione negli allevamenti intensivi, quella delle razze/popolazioni a diffusione locale può essere sostenuta *in situ* solo da allevamenti di tipo estensivo, dove le caratteristiche di rusticità e adattamento ad ambienti difficili possono essere valorizzate. Si noti che in questo lavoro le risorse genetiche allevate sono state inserite tra i servizi di approvvigionamento, tenendo conto del loro valore di uso in alcune realtà e del valore di opzione per il futuro, anche se potrebbero essere inserite tra i servizi culturali per il valore storico, culturale, ricreativo e di esistenza che la società attribuisce loro (Gandini e Villa, 2003).

Sistemi agro-zootecnici e servizi ecosistemici di “habitat e biodiversità”

Le relazioni fra sistemi agro-zootecnici, biodiversità naturale e habitat e specie rari sono strettamente legate, nel nostro Paese come in Europa, alle evoluzioni recenti dell'agricoltura. I processi di intensivizzazione che hanno caratterizzato la seconda metà del secolo scorso hanno portato all'espansione delle colture arative e alla semplificazione del paesaggio agrario, riducendo e frammentando gli habitat naturali o seminaturali ricchi di biodiversità che erano legati all'agricoltura tradizionale. La conseguente perdita di biodiversità è stata inoltre aggravata da pratiche colturali come le lavorazioni intensive, la monocoltura, l'uso di pesticidi e di concimi di sintesi (Stoate et al., 2009). Nel 2010, la *European Environmental Agency* ha stimato che il 76 % di habitat agricoli e il 70% delle specie ad essi associate si trovavano in uno stato di conservazione sfavorevole (<https://www.eea.europa.eu/publications/assessing-biodiversity-in-europe-84>). In questa categoria di habitat agricoli, anche se solo in parte gestiti da aziende zootecniche, possiamo far ricadere la SAU gestita dai sistemi agro-zootecnici intensivi. L'altro fenomeno che ha interessato l'agricoltura e l'allevamento, nelle aree dove

l'intensivizzazione non era possibile per ragioni ambientali e/o infrastrutturali, è stato un massiccio abbandono, che ha portato alla progressiva degradazione, fino alla riforestazione naturale, di habitat di prateria o silvo-pastorali caratterizzati da un'elevata biodiversità (Plieninger et al., 2014; Habel et al., 2013). Questi habitat sono inoltre classificati nella loro generalità come “*High Natural Value (HNV) Farmland*” (<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/high-nature-value-farmland>), e varie associazioni fitosociologiche particolari che li caratterizzano sono identificate come di habitat d'importanza prioritaria per la direttiva “Habitat” (<https://eur-ex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:IT:PDF>). In generale, gli effetti positivi sulla biodiversità da parte dei sistemi agro-zootecnici estensivi sono quindi legati alla loro capacità di conservare prati e pascoli (Cocca et al., 2012), la cui esistenza dipende dalla continuazione delle pratiche gestionali estensive che hanno contribuito a crearli. La relazione generale tra gestione delle praterie seminaturali e la loro biodiversità è sintetizzata in figura 2.

Figura 2: relazione generale tra gestione zootecnica, produttività e biodiversità delle praterie secondarie seminaturali, ipotizzando la situazione di uno specifico habitat di prateria.



Partendo da una situazione (gestione “tradizionale”) in cui la passata gestione estensiva ha modellato, interagendo con le caratteristiche stazionali, una determinata consociazione floristica di rilevante interesse, e/o in grado di offrire habitat favorevoli a singole specie rare, non solo vegetali ma anche animali (invertebrati e vertebrati), una intensivizzazione delle pratiche gestionali (aumento del numero di tagli e delle concimazioni, del carico di pascolo, ecc.) ne aumenta la produttività ma contemporaneamente ne degrada la composizione floristica tipica (Plantureaux et al., 2005; Marini et al., 2008), influenzando negativamente anche sull'idoneità ad ospitare varie specie animali associate (Vickery et al., 2001; Marini et al., 2007; Humbert et al., 2009). Lo stesso succede con l'abbandono (Marini et al., 2007; Prévosto et al.,

2011), dato che la composizione floristica si modifica con il progressivo ingresso di specie erbacee, arbustive e arboree, che, anche se nel breve periodo può portare ad un aumento della ricchezza generale di specie vegetali e animali (ma a scapito di quella delle specie tipiche dell'habitat di partenza), porta prima o poi al rimboschimento e quindi alla perdita della biodiversità legata alle praterie (Pykälä, 2000). Un rischio associato ai sistemi estensivi è però legato ai residui di trattamenti contro gli endoparassiti, che potrebbero impattare sugli invertebrati delle praterie, e quindi su vertebrati ai livelli superiori della catena trofica (Vickery et al., 2001; Boatman et al. 2007; Beynon et al., 2012).

Sistemi agro-zootecnici e servizi ecosistemici di regolazione

Un'ormai ampia letteratura ha dimostrato che, per unità di prodotto (kg di latte o di carne, ecc.), i sistemi intensivi sono favoriti da minori emissioni di gas serra e di nutrienti in generale (ma si veda il paragrafo "In sintesi: servizi ecosistemici, multifunzionalità e sostenibilità dei sistemi agro-zootecnici" per una discussione al riguardo). Per contro, va sottolineato che in termini quantitativi i sistemi estensivi rappresentano, nel nostro Paese, una porzione minore delle produzioni totali, mentre gestiscono una quota rilevante di SAU. Ciò è importante se si considera che le emissioni per unità di SAU sono generalmente minori di quelle dei sistemi intensivi (Pirlo, 2012; Schiavon et al., 2019), grazie ai carichi animali per ha più bassi e al minore ricorso ad alimenti extra-aziendali. Per questo motivo, nel considerare l'effetto del sistema di allevamento sulla qualità dei suoli e delle acque, che dipende dalla concentrazione locale delle escrezioni di nutrienti, riteniamo che i sistemi estensivi siano favoriti. Inoltre, le praterie permanenti gestite in maniera estensiva sono in grado, diversamente dai sistemi colturali arativi, di contribuire alla metabolizzazione di sostanze potenzialmente inquinanti e quindi alla depurazione delle acque (Hönigová et al., 2012; Yahdjian et al., 2015). Un tema di crescente importanza, sia perché è legato alla fertilità e biodiversità dei suoli, sia perché può contribuire alla mitigazione dell'incremento di gas serra, è il contenuto di carbonio organico dei suoli. Un ecosistema di prateria permanente è, sotto questo aspetto, sicuramente in grado di stoccare una quantità di carbonio organico rilevante (Soussana et al., 2010; Lemaire et al. 2011), in qualche caso pari a quella dei suoli forestali (Burrascano et al, 2016), probabilmente massimizzata con livelli intermedi di intensità di gestione (Ward et al., 2016), ma sicuramente superiore a quella dei suoli delle colture arative, i quali oltretutto non sono in equilibrio, ma a seguito delle lavorazioni annuali abbinate alle concimazioni chimiche soffrono di un progressivo impoverimento di sostanza organica (Kätterer et al., 2011). Il tema degli stock di carbonio nei suoli delle praterie (ma anche di tutti i suoli agrari in generale) è comunque ancora in buona parte da approfondire, soprattutto se si considerano gli strati profondi del suolo (Ward et al., 2016). La copertura garantita dal cotico erboso delle praterie può ridurre del 20% lo scorrimento superficiale delle acque rispetto ai terreni arati (MacLeod and Ferrier, 2011), e

quindi proteggere i suoli dall'erosione (Tasser et al., 2003; Verheijen et al., 2009), che può essere invece importante nei terreni lavorati e nudi dei sistemi colturali arativi. Tuttavia, una gestione scorretta del pascolo, con sovraccarico e/o specie e categorie di bestiame non idonee, può a sua volta innescare i fenomeni erosivi (Kairis et al., 2015). In molte regioni la protezione dagli incendi è un servizio di regolazione di rilevante importanza. Non è un servizio generalmente associabile agli allevamenti intensivi, che sono di solito localizzati in aree sicure. I sistemi estensivi sono invece spesso localizzati in ambienti agro-forestali, dove le praterie utilizzate, con la poca biomassa secca che le caratterizza, hanno un potenziale d'incendio molto minore di quello delle praterie abbandonate, degli arbusteti e dei boschi (Ruiz-Mirazo e Robles, 2012). La ricchezza di specie e le relative fioriture che caratterizzano le praterie seminaturali gestite dai sistemi estensivi favorisce il servizio di impollinazione, al contrario danneggiato dalle pratiche colturali intensive delle colture arative (Werling et al., 2014). Le praterie con un'elevata diversità floristica sono anche habitat favorevole per artropodi predatori e parassitoidi che, insieme a molte specie di uccelli legati a queste praterie, potrebbero ridurre le popolazioni di insetti e altri taxa dannosi per le colture (Tscharntke et al., 2007). L'aumentare della presenza di praterie può quindi avere effetti positivi sulla capacità di controllo biologico del paesaggio agricolo (Jonsson et al., 2014).

Sistemi agro-zootecnici e servizi ecosistemici culturali

Questa categoria di servizi ecosistemici, anche se intuitiva, è probabilmente quella meno immediata da classificare (Chan, 2010; Fish et al., 2016; Small et al., 2017). In questo lavoro abbiamo quindi considerato sottocategorie generali, al cui interno potrebbero essere individuati molti specifici servizi, la cui analisi sarebbe qui tuttavia ridondante.

I concetti di paesaggio e patrimonio culturali, che potrebbero essere definiti come “aree geografiche e elementi naturali, seminaturali e antropici, che in maniera specifica riflettono l'opera combinata dell'uomo e della natura”, sono molto legati fra di loro (Catsadorakis, 2007). Essi quindi comprendono sia elementi tangibili del paesaggio che elementi intangibili della cultura storicamente ad esso associata, come folklore, conoscenze empiriche, terminologia, ecc. Ampie zone rurali del nostro Paese sono caratterizzate da condizioni morfologiche e climatiche che le rendono particolarmente idonee all'allevamento. Il 46 % della SAU (il 78% in montagna) è gestito da aziende con allevamenti, o è costituito da prati e pascoli. In queste zone, è soprattutto sulle esigenze dell'allevamento tradizionale estensivo che si sono storicamente definiti gli assetti socio-economici, i moduli architettonici, i modelli culturali e i metodi di utilizzo delle superfici agro-forestali, creando dei veri e propri “paesaggi zootecnici”. In molte aree del Paese, ma di tutta l'Europa, questi paesaggi e i loro patrimoni culturali sono ancora presenti, anche se spesso sono stati fortemente degradati e impoveriti sia dai processi di intensivizzazione che di abbandono dei sistemi agro-zootecnici tradizionali (Catsadorakis,

2007). Il tema del “Paesaggio Zootecnico” italiano è stato recentemente affrontato dall’ASPA in una pubblicazione (Ronchi et al., 2014). I vari legami intimi ed emotivi che si creano con gli elementi tangibili e intangibili del paesaggio e del patrimonio culturali sono inoltre alla base dell’identità culturale e del senso di appartenenza di singoli e comunità. I diversi ecosistemi sono anche fonte di ispirazione artistica e apprezzamento estetico, e numerosi studi hanno confermato formalmente la nostra percezione intuitiva che le praterie, soprattutto se gestite in maniera estensiva, grazie al loro contributo alla diversificazione del paesaggio, alle talvolta spettacolari fioriture legate alla ricchezza di specie vegetali, e ancor più se arricchite dalla presenza di animali al pascolo, sono molto apprezzate (Lindemann-Matthies et al., 2010; van Zanten et al., 2014; Junge et al., 2015; Schirpke et al., 2016). Infine, la ricchezza e diversità di elementi tangibili e intangibili del paesaggio e del patrimonio culturale, legati soprattutto agli allevamenti estensivi, forniscono elementi per lo sviluppo di numerose iniziative culturali, educative e ricreative.

Sinergie e conflitti tra servizi ecosistemici

Una prima considerazione che emerge dalla breve analisi sopra riportata è che fra i diversi servizi ecosistemici esistono sinergie e conflitti (Bennet et al., 2009). L’esempio più evidente di conflitto è quello tra la i servizi di approvvigionamento, la cui massimizzazione richiede sistemi produttivi intensivi, e i servizi di habitat e biodiversità, molti fra i servizi di regolazione, e i servizi culturali, che sono invece legati soprattutto ai sistemi estensivi. Esempi di sinergie sono la correlazione in generale positiva tra il servizio di conservazione di habitat e biodiversità e i servizi culturali (Soliveres et al, 2017) come l’ispirazione artistica, l’apprezzamento estetico e le attività culturali e ricreative. Da queste sinergie e conflitti discende anche che spesso i diversi sistemi agro-zootecnici forniscono servizi ecosistemici in *bundles*, cioè in gruppi di singoli servizi associati tra loro perché legati a ecosistemi e driver simili (Raudsepp-Hearne et al., 2010, Bennet et al., 2009). Questi gruppi mostrano quindi diverse concentrazioni locali e regionali a seconda dei contesti ambientali e socio-economici (Ryschawy et al, 2017; Accatino et al, 2019).

In questo senso, è anche importante sottolineare che i diversi servizi ecosistemici hanno rilevanza differente a seconda dei contesti. Ad esempio, la regolazione dei flussi idrici e la protezione dagli incendi non hanno la stessa importanza in un clima mediterraneo caldo e secco e in uno continentale fresco e umido. Per questo, l’elenco fornito in tabella 1 è necessariamente semplificato e non considera molti singoli servizi e disservizi, che possono però essere rilevanti in contesti locali. Ad esempio, tra i servizi di approvvigionamento dovremmo includere anche la fornitura di forza lavoro e di combustibile con le deiezioni, importanti in economie povere e ambienti aridi e poveri di vegetazione, oppure le erbe spontanee e la fauna cacciabile che vivono in certi agroecosistemi, ecc. Ancora, un servizio di

habitat e biodiversità importante in Spagna è il contributo dell'allevamento estensivo alla conservazione delle specie di avvoltoi, di cui in questa nazione vive oltre il 90% delle popolazioni europee (Olea e Mateo-Tomás, 2009; Morales-Reyes et al, 2015). Sempre in Spagna, una ricerca sui servizi ecosistemici associabili a un sistema di aree di pascolo estivo e invernale, con i relativi tratturi di collegamento, ha considerato 10 singoli servizi di approvvigionamento, 12 di regolazione e altri 12 culturali (Otero-Rozas et al., 2014). Oppure, uno studio condotto in Norvegia sui servizi ecosistemici forniti dai pascoli montani (Austrheim et al., 2015) ha inserito fra i servizi di approvvigionamento l'abbondanza di specie di uccelli cacciabili, e fra quelli di regolazione la protezione dall'espansione nei pascoli di salici e betulle. Questi esempi sono chiaramente e volutamente particolari, per sottolineare come nei diversi contesti sia importante identificare quali siano gli specifici servizi che li possono caratterizzare in funzione delle caratteristiche ambientali, ecologiche e socio-economiche.

Infine, un altro aspetto importante è che un servizio ecosistemico può essere multiplo. Ad esempio, i formaggi locali e tipici sono ovviamente un servizio di approvvigionamento, ma anche culturale perché sono elementi apprezzati per iniziative gastronomiche e turistiche. Si è già menzionato il caso delle razze-popolazioni a diffusione locale, che possono offrire diversi tipi di servizi di approvvigionamento (i prodotti che se ne ricavano, ma anche le risorse genetiche che conservano), ma che rappresentano anche una fonte di importanti servizi culturali (Gandini e Villa, 2003). Se da un lato questa molteplicità arricchisce il valore per la società di questi servizi, dall'altro è importante tenerne conto nelle valutazioni economiche, per evitare doppi conteggi (Oteros Rozas et al., 2014).

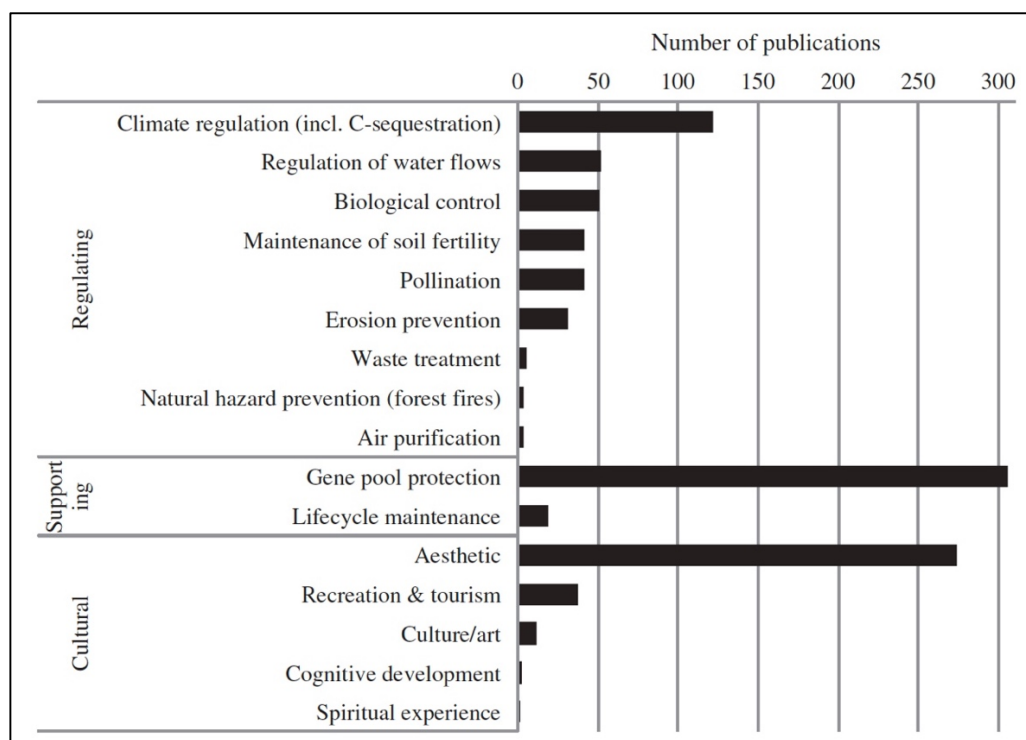
Quantificazione dei servizi ecosistemici

I servizi ecosistemici di approvvigionamento, quelli di habitat e biodiversità e molti fra quelli di regolazione sono legati a variabili biofisiche, che quindi possono essere misurate per la quantificazione del livello del servizio (o disservizio). Questo non è però facile, perché le variabili e i settori scientifici di competenza (agronomia, scienze animali, ecologia, botanica, entomologia, zoologia, ingegneria, scienze sociali, ecc.) sono molto diversi. Inoltre, la scelta di quali variabili misurare per quantificare uno specifico servizio non è sempre univoca. Un esempio significativo riguarda la biodiversità, che finora è stata indicizzata usando una serie amplissima di *taxa* vegetali e animali, che talvolta reagiscono in maniera diversa o anche contrastante alle pratiche gestionali. Un altro aspetto importante da considerare nella quantificazione dei diversi servizi ecosistemici sta nella scala spaziale e temporale su cui vengono misurati. Per i servizi ecosistemici di habitat e biodiversità questo è particolarmente rilevante. Ad esempio, la biodiversità legata a un singolo habitat (scala di appezzamento) è influenzata dagli habitat che lo circondano (scala di azienda), ma anche da quelli presenti in un raggio più ampio (scala di paesaggio), e questo in misura che varia per i diversi *taxa* a

seconda degli habitat e delle caratteristiche ecologiche delle specie considerate (Marini et al., 2008; Werling et al., 2014; Rüdiger et al., 2015). Analogamente, anche l'impatto positivo o negativo della gestione di un appezzamento su alcuni servizi di regolazione, ad esempio la qualità dei suoli e delle acque, può essere mediato dalle interazioni con la situazione complessiva aziendale e del paesaggio (Werling et al., 2014). Queste interazioni sono rilevanti quando si intende individuare i livelli ottimali di compromesso tra sinergie e conflitti fra più servizi ecosistemici a scala territoriale (Rodríguez et al., 2006).

La complessità della quantificazione dei servizi ecosistemici è ulteriormente aumentata dal fatto che i servizi culturali sono legati alla percezione degli individui, che varia per le stesse combinazioni di variabili biofisiche, e che quindi per essere valutata richiede approcci di tipo socio-culturale tipici delle scienze sociali (Kenter et al., 2015; Small et al., 2017). Va comunque detto che essa può essere, sia pur indirettamente, indicizzata dalle stesse variabili biofisiche, da metriche ottenute con analisi geo-statistiche e da altri indici (si veda il numero speciale della rivista *Ecosystem Services* dedicato alla valutazione dei servizi ecosistemici ricreativi (<https://www.sciencedirect.com/journal/ecosystem-services/vol/31/part/PC>)).

Figura 3. Numero di pubblicazioni scientifiche per tipo di servizio ecosistemico considerato in riferimento ai sistemi zootecnici europei basati sul pascolo, individuate da Rodríguez-Ortega et al (2014). Il servizio di habitat e biodiversità è incluso nella categoria *Gene pool protection*. I lavori che riportavano più di un servizio ecosistemico sono stati considerati più volte.



Finora, la quantificazione dei diversi servizi ecosistemici è comprensibilmente ancora disomogenea, probabilmente anche in relazione con la maggiore o minore facilità di misurazione, e ha riguardato soprattutto i sistemi agro-zootecnici estensivi, per la molteplicità

di servizi che possono offrire. Una review di Rodríguez-Ortega et al. (2014) sui sistemi zootecnici basati sul pascolo ha evidenziato come, fino a qualche anno fa, i servizi di gran lunga più studiati fossero la biodiversità, la qualità estetica, e la regolazione del clima (Figura 3), mentre gli altri erano poco o molto poco considerati. Da un lato è probabile che negli ultimi anni questa distribuzione si sia ampliata e modificata, dall'altro sarebbe importante estendere l'esame anche ad altre categorie di sistemi di allevamento¹.

In ogni caso, e nonostante le difficoltà sopra esposte, i progressi verso la quantificazione dei servizi ecosistemici sono rapidi, anche grazie alla progressiva evoluzione di approcci innovativi. Fra questi, possiamo ricordare come esempi l'uso del *remote sensing* per indicizzare la diversità e qualità degli habitat (Primi et al., 2016; Estel et al., 2018) o di approcci di genetica molecolare per descrivere la diversità microbica e le associate funzioni di conservazione della fertilità dei suoli (Mocali e Benedetti, 2010; Myrold et al., 2014).

Inoltre, sta progredendo l'individuazione di indicatori, che, seppur con grado di accuratezza e precisione inferiori alle variabili impiegabili in studi specifici, permettono di indicizzare i vari servizi anche per analisi a livello territoriale. A questo riguardo, il CICES riporta per la categoria di ecosistemi *cultivated crops and grasslands* e per i servizi *provisioning, regulating* e *cultural* una lista di 68 indicatori, che possono essere ottenuti da banche dati diverse, analisi geostatistiche, e da rilievi sul campo, anche se il grado di disponibilità e l'omogeneità di questi indicatori sono ancora molto disomogenei. Per quanto riguarda gli indicatori per il servizio di habitat e della biodiversità, un aiuto è fornito dalla definizione e dalle liste degli habitat e delle specie di importanza prioritaria per l'Europa che sono riportati negli allegati alle direttive 79/409/CEE "Uccelli"² e 92/43/CEE "Habitat". All'interno dei siti della rete Natura 2000, questi habitat sono stati mappati dagli Stati membri, compreso il nostro Paese, e le cartografie digitali possono essere reperite presso i competenti uffici regionali. Oltre che su analisi e rilievi vegetazionali o faunistici diretti, oppure su mappe di habitat come quelle sopra citate, quando non esistano obiettivi legati a particolari habitat o *taxa* la biodiversità (ma anche altri servizi) può essere anche valutata usando come *proxies* indicatori di gestione (numeri di tagli, livello di concimazione, carico di pascolo,...) o anche indici complessi derivati da modelli (per qualche esempio: Tasser et al., 2008; Rüdisser et al., 2012; Overmars et al., 2014; Walz et al., 2014). Chiaramente, la convenienza ad usare indicatori molto dettagliati o *proxies* dipende soprattutto dagli obiettivi e dalla scala spaziale delle analisi.

Ai fini dell'individuazione degli ecosistemi, preliminare alla mappatura dei loro servizi a scala territoriale il progetto MAES ha adottato la cartografia europea Corine Land Cover (<https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018>), e una serie di altri indicatori (<https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/eur-scientific-and-technical-research->

¹ Per questo motivo uno degli obiettivi della commissione ASPA "Allevamento e Servizi Ecosistemici" è l'aggiornamento dell'analisi e la sua estensione a tutti i sistemi di allevamento dei ruminanti.

² <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1979L0409:20070101:IT:PDF>

[reports/indicators-mapping-ecosystem-services-review](#)), sulla cui base il MATTM ha prodotto per il nostro Paese le cartografie nazionali e regionali degli ecosistemi e del relativo stato di conservazione (<https://www.minambiente.it/pagina/mapping-and-assessment-ecosystem-services-maes>), peraltro al momento disponibili solo in formato .pdf e quindi non utilizzabili per analisi geostatistiche in ambito GIS. Altri esempi di indicatori possono essere trovati in studi recenti che hanno affrontato la mappatura e l'analisi di servizi ecosistemici a livello regionale o nazionale. Per singoli studi si vedano, fra i tanti, van Oudenhoven et al., 2012; Schirpke et al., 2013; Schirpke et al., 2016; Dittrich et al., 2017; Ryschawy et al., 2017; Accatino et al., 2019. Per un progetto nazionale (Gran Bretagna) si veda il progetto *UK National Ecosystem Assessment*; <http://uknea.unep-wcmc.org/Resources/tabid/82/Default.aspx>).

Alcuni studi hanno infine anche mirato alla definizione e mappatura dei diversi sistemi agro-zootecnici, a scala europea e/o nazionale (Ryschawy et al., 2017; Dumont et al., 2018; Accatino et al., 2019), anche se al momento il livello di approfondimento delle classificazioni di tali sistemi è ancora preliminare³.

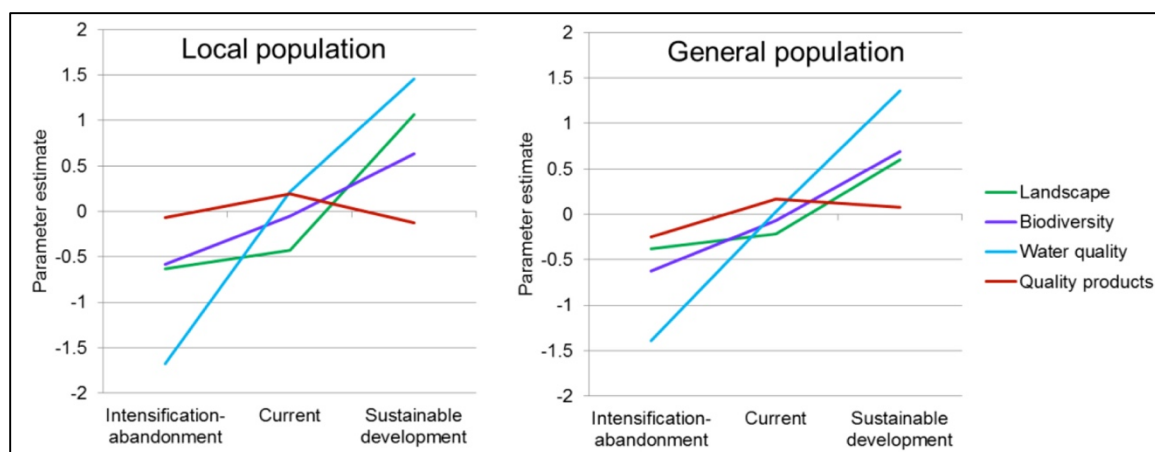
Il valore sociale ed economico dei servizi ecosistemici

In aggiunta alla necessità di quantificare i servizi ecosistemici, è necessario comprenderne la percezione da parte delle diverse componenti della società e il valore sociale ad essi conseguentemente attribuito, che sono molto variabili a seconda dei contesti ambientali e socio-economici e della categoria di stakeholder considerati. Solo in questo modo è possibile capire la conoscenza, i bisogni, e le preferenze di individui, istituzioni e organizzazioni, il che è necessario per guidare politiche e iniziative di gestione e valorizzazione (Quétier et al., 2010). Per questo, la valutazione del valore sociale dei servizi ecosistemici deve però essere completata con la stima del loro valore economico. Ciò è complicato dal fatto che molti servizi di approvvigionamento sono privati e hanno un mercato che ne determina il valore economico, mentre i servizi *non provisioning* sono pubblici e non hanno un valore economico diretto (Small et al., 2017). Esistono approcci di analisi socio-economica che permettono di stimare il valore sociale e monetario dei servizi privi di mercato, e quindi di compararli fra loro e con quelli che godono di un mercato (TEEB, 2010; Alfnes and Rickertsen, 2011; Liekens and De Nocker, 2013). Tali metodologie esulano dagli scopi di questa discussione ma possono agevolmente essere associate all'analisi di sistemi agro-zootecnici e di scenari di evoluzione diversi. Per alcuni esempi applicati ai sistemi agro-zootecnici, si vedano Bernués et al., 2014; Martín-López et al., 2014; Oteros-Rozas et al., 2014; Bernués et al., 2015. In questa sede riportiamo solamente i risultati di un recente studio (Faccioni et al., 2019) che ha esaminato il valore

³ Un secondo obiettivo della commissione ASPA "Allevamento e Servizi Ecosistemici" è quello di verificare la disponibilità di indicatori a vari livelli (regionale, provinciale, per fascia altimetrica) su banche dati pubbliche, al fine di redigere una prima proposta di mappatura di sistemi agro-zootecnici e dei principali servizi ecosistemici per il nostro Paese.

socio-economico di alcuni servizi ecosistemici associati ai sistemi di produzione di latte bovino in provincia di Trento. L'analisi ha prima di tutto valutato, tramite opportuni questionari somministrati a diversi stakeholder nel territorio provinciale, la loro opinione su come i sistemi di allevamento da latte bovino influissero positivamente e negativamente su una serie ampia di servizi ecosistemici. Questo ha permesso anche di individuare i servizi ritenuti più rilevanti per valutarne successivamente il valore economico, mediante *choice experiment* (Alfnes and Rickertsen, 2011). Sostanzialmente, agli intervistati è stato chiesto di scegliere fra tre scenari di evoluzione dei sistemi di allevamento ("mantenimento della situazione attuale", "intensificazione e abbandono", "sviluppo sostenibile di sistemi tradizionali") con conseguenti diversi scenari positivi o negativi per i servizi "conservazione del paesaggio", "biodiversità naturale", "qualità delle acque", e "ricchezza di formaggi e prodotti tipici". La scelta di ciascun intervistato era esplicitamente legata anche ad una tassa che egli doveva essere disposto a pagare per il livello preferito di ciascun scenario e servizio. In generale gli intervistati, sia della popolazione trentina che della popolazione delle province confinanti, hanno dichiarato di percepire un maggiore beneficio con lo scenario "sviluppo sostenibile", soprattutto in termini di miglioramento di qualità delle acque e di biodiversità e conservazione del paesaggio, ma non in termini di ulteriore disponibilità di prodotti tipici (figura 4).

Figura 4. Stime di utilità marginale standardizzata per diversi servizi ecosistemici in tre scenari di evoluzione dell'allevamento bovino da latte in provincia di Trento. Si veda il testo per ulteriori dettagli.



Il valore economico totale (TEV) attribuito ai diversi servizi negli scenari prescelti, come indicato dalla *willingness to pay*, è stato pari a 159 euro annui, di cui 79 (50%) per la qualità delle acque, 40 (25%) per la biodiversità, 35 (22%) per il paesaggio, e solo 5 (3%) per i prodotti tipici, di cui probabilmente, data la già ampia offerta, la popolazione non sentiva il bisogno di ulteriore aumento. Questo esempio indica come sia possibile individuare i servizi considerati più importanti socialmente, e soprattutto attribuire loro un valore economico, che risulta di

entità non trascurabile e dimostra come, finora, i servizi ecosistemici *non provisioning* siano stati sottostimati.

In sintesi: servizi ecosistemici, multifunzionalità e sostenibilità dei sistemi agro-zootecnici

Il concetto di multifunzionalità si riferisce all'agricoltura come a un'attività che produce non solo beni privati (alimenti) ma anche una serie di beni pubblici. L'accezione con cui viene più frequentemente intesa la multifunzionalità degli allevamenti in Europa è nel loro ruolo di conservare il paesaggio e sostenere lo sviluppo delle aree rurali, includendo attività ricreative e turistiche, e di assicurare prodotti di qualità legati a territori specifici (Renting et al., 2009). Questo porta a considerare la multifunzionalità come una caratteristica dei soli sistemi estensivi (Bernués et al., 2011). È invece importante riconoscere che tutti i sistemi agro-zootecnici, dato che agiscono sugli ecosistemi e sui relativi servizi, sono multifunzionali. Quello che cambia fra i diversi sistemi è la varietà di servizi offerti e la prevalenza di uno o pochi servizi su altri. L'approccio concettuale dei servizi ecosistemici aiuta a comprendere e classificare questa varietà, a individuare i servizi privilegiati dai diversi sistemi e le loro sinergie e conflitti, evitando visioni parziali. Anche i sistemi agro-zootecnici intensivi, in una prospettiva di sviluppo futuro dell'allevamento e di intensificazione sostenibile (Dumont et al., 2014), possono quindi beneficiare dell'approccio concettuale dei SE per valutare le conseguenze ambientali e sociali delle scelte di sviluppo e identificare strategie per ottimizzare le sinergie e ridurre i conflitti. È importante sottolineare che queste sinergie e conflitti, pur validi in generale e in parte inevitabili, vanno riconosciuti e valutati nelle diverse condizioni locali, per poi poter essere migliorate (le sinergie) o attenuati (i conflitti) agendo sulle pratiche di gestione dei sistemi agro-zootecnici. Ad esempio, l'individuazione di sistemi tradizionali e moderni di produzione di latte bovino in un'area montana e la valutazione delle loro performance ambientali e produttive (Schiavon et al. 2019) ha evidenziato, entro ciascun sistema, una variabilità molto elevata tra aziende, dimostrando come esistessero esempi di equilibrio fra produttività, emissioni di gas serra e nutrienti per litro di latte, ed emissioni per unità di SAU. In una prospettiva più ampia, l'applicazione dei principi dell'Agroecologia per innovare i sistemi agro-zootecnici (Bonaudo et al., 2014; Bédou et al., 2017) può essere rinforzata dalla quantificazione e valutazione dei diversi servizi ecosistemici, soprattutto di regolazione e culturale, che possono emergere e/o migliorare a seguito delle pratiche adottate.

Considerare i servizi ecosistemici associati ai diversi sistemi agro-zootecnici è inoltre importante per valutarne la sostenibilità ambientale. Questo tema è di crescente interesse, ed è stato anche oggetto di un ampio approfondimento in due recenti volumi, frutto della collaborazione fra ASPA e AssAlZoo (Stefanon et al., 2018a, 2018b) soprattutto per il ruolo attribuito al settore zootecnico nella produzione di gas serra (Gerber et al., 2013). L'approccio di elezione per gli studi in questo ambito è la valutazione dell'impronta ecologica con la

metodologia *Life Cycle Assessment* (ISO, 2006; Finnveden et al., 2009), che stima gli impatti di un prodotto lungo il suo ciclo di vita, ed è divenuta la metodologia di riferimento per valutare anche quelli dei prodotti zootecnici (European Commission, 2016). Di norma, gli impatti e l'efficienza di uso delle risorse vengono riferiti all'unità di prodotto, e in questo caso non c'è dubbio che i sistemi intensivi sono più efficienti e meno impattanti di quelli estensivi. Ciò porterebbe a individuare come unica strada per la sostenibilità ambientale degli allevamenti l'intensificazione sostenibile, non considerando però che i sistemi agro-zootecnici sono inevitabilmente multifunzionali. Se si accetta questa multifunzionalità, l'allocazione degli impatti non si limita solo ai prodotti con mercato dell'allevamento (latte, carne), ma anche ai diversi servizi ecosistemici *non provisioning* senza mercato. Con questo approccio, l'impatto per i sistemi estensivi verrebbe allocato ripartendolo su una serie più ampia di servizi che per quelli intensivi, modificando e anche capovolgendo il risultato rispetto alla semplice allocazione per unità di prodotto (Ripoll-Bosh et al., 2013; Kiefer et al., 2015; Salvador et al., 2016).

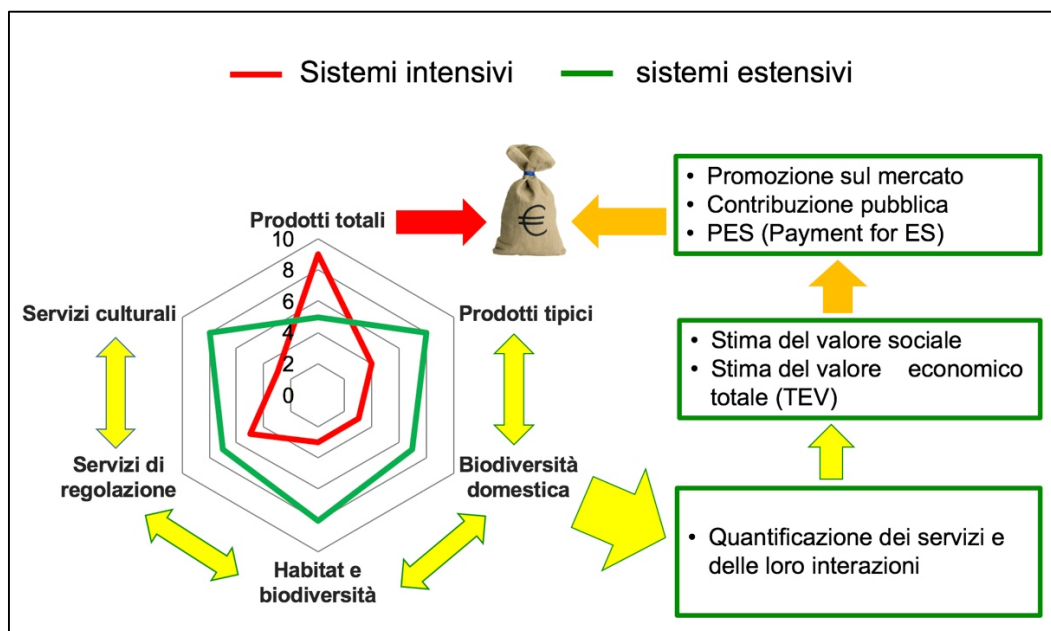
Per questi motivi è recentemente aumentato l'interesse per l'incorporazione nelle valutazioni LCA dei diversi servizi ecosistemici, anche se presenta numerose difficoltà di tipo concettuale e metodologico (Teillard et al., 2016; Chatterton et al., 2015). In questa sede non si intende comunque discutere quale metodo sia migliore rispetto all'altro, ma sottolineare come un unico approccio con un unico metodo non possa essere in grado di considerare i multipli e diversamente interconnessi output ambientali, negativi o positivi, degli allevamenti (Battaglini et al. 2014).

Un altro aspetto in cui gli allevamenti estensivi sono svantaggiati è la sostenibilità economica, anche perché il mercato e le politiche pubbliche o non sono finora state in grado di remunerare adeguatamente i diversi servizi di tipo *non provisioning* che essi possono fornire. In questa prospettiva, lo scenario di evoluzione dei sistemi agro-zootecnici, se determinato solo dal mercato, porterebbe ad una ulteriore intensivizzazione dove possibile, e dove non possibile all'abbandono, massimizzando la produttività di alimenti ma riducendo gli altri servizi (figura 5). Al fine di promuovere la sostenibilità dei sistemi estensivi e un equilibrio maggiore fra i diversi servizi, suggeriamo un approccio che, nei diversi contesti ambientali e socio-economici: a) individui e quantifichi i diversi e specifici servizi ecosistemici e le loro interazioni, anche al fine di definire linee guida per la gestione e definire gli indicatori di risultato; b) stimi il valore sociale ed economico dei diversi servizi; d) utilizzi queste informazioni per elaborare strategie di valorizzazione delle filiere e dei prodotti in grado di assicurare i servizi considerati. Queste strategie possono essere diverse.

Una possibilità riguarda iniziative innovative di promozione sul mercato dei prodotti, la cui "qualità estrinseca" viene definita, documentata, comunicata, e verificata grazie ai servizi ecosistemici assicurati dalla filiera di produzione. Un'altra possibilità, che è comunque auspicabile e doverosa, è quella di adeguare il sostegno pubblico al reale livello dei servizi forniti in base al valore ad essi attribuito dalla società, e che può essere desunto dal valore

economico totale (TEV) dei servizi privi di mercato. Infine, si potrebbe anche pensare a forme di pagamento dei servizi ecosistemici (*PES – Payment for Ecosystem Services*; Sattler and Mazdorf, 2013; Rodríguez-Ortega et al., 2018).

Figura 5: il ruolo dei servizi ecosistemici per la sostenibilità economica dei sistemi agro-zootecnici estensivi. Sono rappresentati due scenari di evoluzione, uno (freccia rossa) legato al solo valore di mercato della produzione di alimenti (servizi di approvvigionamento privati con mercato) che favorirebbe i sistemi intensivi, e uno in cui i diversi servizi *non provisioning* dei sistemi estensivi sono misurati e valutati socialmente ed economicamente (freccie gialle) per sostenere iniziative di valorizzazione economica, sia di mercato sia di altro genere (freccie arancione).



Rinviando chi desiderasse una disamina approfondita dell'argomento al numero speciale ad della rivista *Ecosystem Services* (<https://www.sciencedirect.com/journal/ecosystem-services/vol/6/suppl/C>), possiamo qui ricordare che i PES, anche se nella loro definizione più restrittiva implicano la vendita di un servizio da un privato a un altro privato che lo acquista, sono in realtà, nelle loro applicazioni pratiche, più flessibili e spesso sono inclusi in impegni di organizzazioni pubbliche, richiedono che il servizio pagato sia legato alla gestione dell'ecosistema secondo pratiche e norme concordate che ne assicurano la continuità, e che quindi, se ben disegnati sulla base di una efficace quantificazione e valutazione dei *bundles* di SE, potrebbero essere adeguatamente remunerativi anche negli schemi dei pagamenti pubblici (Rodríguez-Ortega et al., 2018).

Infine, l'approccio concettuale dei servizi ecosistemici può aiutare anche a considerare la sostenibilità sociale dei sistemi agro-zootecnici, classificando in maniera chiara i diversi benefici anche non materiali che essi possono portare e permettendo di comunicarli meglio alla società. In questo, un grande ruolo a livello locale può essere esercitato dagli approcci partecipativi che sono di norma usati per la stima del valore sociale e che coinvolgono i diversi stakeholder non solo direttamente, ma anche indirettamente interessati al settore delle

produzioni animali, favorendone la consapevolezza e il confronto reciproco.

Nel concludere, è doveroso anche ricordare che l'approccio concettuale dei servizi ecosistemici non può comprendere tutti gli aspetti socio-economici legati all'allevamento. Ad esempio, il tema del benessere animale, pur di rilevante e crescente importanza per la società, non viene generalmente considerato come un servizio, o disservizio, ecosistemico. Ancora, gli effetti che i diversi sistemi di allevamento possono avere sulla vitalità delle economie e società rurali e sull'occupazione non sono inquadrabili direttamente come servizi ecosistemici. Tuttavia, riteniamo che abituarsi a affrontare il tema della sostenibilità dei sistemi agro-zootecnici considerando i diversi servizi e disservizi ecosistemici ad essi associabili aiuti ad avere una visione più ampia, che non preclude e anzi facilita la considerazione di tutte le molteplici funzioni che l'allevamento può svolgere (Ryschawy et al., 2017).

Bibliografia citata

Accatino F., Tonda A., Dross C., Léger F., Tichit M. 2019. Trade-offs and synergies between livestock production and other ecosystem services. *Agricultural Systems*, 168: 58-72.

Alfnes F., Rickertsen K. 2011. Non-market valuation: experimental methods, in: Lusk, J. L., Roosen, J., Shogren, J. F. (Eds.), *The Oxford Handbook of the Economics of Food Consumption and Policy*. Oxford University Press.

Austrheim G., Speed J. D. M., Evjub M., Hesterc A., Holandd Ø., Loe L. E., Martinsenf V., Mobæk R., Mulderf J., Steeng H., Thompson D. B. A., Mysterud A. 2016. Synergies and trade-offs between ecosystem services in an alpine ecosystem grazed by sheep – An experimental approach. *Basic and Applied Ecology*, 17: 596-608.

Battaglini L., Bovolenta S., Gusmeroli F., Salvador S., Sturaro E. 2014. Environmental sustainability of Alpine livestock farms. *Italian Journal of Animal Science*, 13:3155.

Bennett E. M., Peterson G. D., Gordon L. J. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12: 1394–1404.

Bernués A. 2017. Animals on the Land. Ecosystem services and disservices of grazing livestock systems. In: *The Meat Crisis. Developing more Sustainable and Ethical Production and Consumption*. D'Silva J. And Webster J. (Eds). Taylor and Francis.

Bernués A., Rodríguez-Ortega T., Alfnes F., Clemetsen M., Eik L. O. 2015. Quantifying the multifunctionality of fjord and mountain agriculture by means of sociocultural and economic valuation of ecosystem services. *Land Use Policy*, 48: 170-178.

Bernués A., Rodríguez-Ortega T., Ripoll-Bosch R., Alfnes F. 2014. Socio-Cultural and Economic Valuation of Ecosystem Services Provided by Mediterranean Mountain Agroecosystems. *PLoS ONE* 9(7): e102479.

Bernués A., Ruiz R., Olaizola A., Villalba D., Casasús I. 2011. Sustainability of pasture-based livestock farming systems in the European Mediterranean context: Synergies and trade-offs. *Livestock Science*, 139: 44-57.

Beudou J., Martin G., Ryschawy J. 2017. Cultural and territorial vitality services play a key role in livestock agroecological transition in France. *Agronomy for Sustainable Development*. 37: 36.

Beynon S.A., Peck M., Mann D. J., Lewis O. T. 2012. Consequences of alternative and conventional endoparasite control in cattle for dung-associated invertebrates and ecosystem functioning. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 162: 36-44.

Boatman N. D., Parry H. R., Bishop J. D, Cuthbertson G. S. 2007. Impacts of Agricultural Change on Farmland Biodiversity in the UK. In: Hester R. E. and Harrison R. M. (Eds). *Biodiversity under Threat*. Thomas Graham House, Cambridge, 1-32.

Bonaudo T., Bendahan A. B., Sabatier R., Ryschawy J., Bellon S., Leger F., Magda D., Tichit M. 2014. Agroecological principles for the redesign of integrated crop–livestock systems. *European Journal of Agronomy*, 57: 43-51,

Bouwma I., Schleyer C., Primmer E., Winkler K. J., Berry P., Young J., Carmen E., Špulerová J., Bezák P., Preda E., Vadineanu A. 2018. Adoption of the ecosystem services concept in EU policies. *Ecosystem Services*, 29: 213-222.

Burrascano S., Chytry M., Kuemmerle T., Giarrizzo E., Luyssaert S., Sabatini F. M., Blasi C. 2016. Current European policies are unlikely to jointly foster carbon sequestration and protect biodiversity. *Biological Conservation* 201: 370–376.

Catsadorakis G. 2007. The Conservation of Natural and Cultural Heritage in Europe and the Mediterranean: A Gordian Knot?, *International Journal of Heritage Studies*, 13: 308-320.

Chan, K. M. A., Satterfield T., Goldstein J. 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics Journal*, 74: 8-18.

Chatterton J., Graves A., Audsley E., Morris J., Williams A. 2015. Using systems-based life cycle assessment to investigate the environmental and economic impacts and benefits of the livestock sector in the UK. *Journal of Cleaner Production*, 86: 1-8.

Cocca G., Sturaro E., Gallo L., Ramanzin M. 2012. Is the abandonment of traditional livestock farming systems the main driver of mountain landscape change in Alpine areas? *Land Use Policy* 29: 878-886.

Cooper, T., Hart, K., Baldock, D., 2009. Provision of Public Goods through Agriculture in the European Union. Institute for European Environmental Policy, London.

Dittrich A., von Wehrden H., Abson D. J., Bartkowski B., Cord A. F., Fust P., Hoyer C., Kambach S., Meyer M. A., Radzevičiūtė R., Nieto-Romero M., Seppelt R., Beckmann M. 2017. Mapping and analysing historical indicators of ecosystem services in Germany. *Ecological Indicators*, 75: 101-110.

Dumont, B., González-García, E., Thomas, M., Fortun-Lamothe, L., Ducrot, C., Dourmad, J., Tichit, M. 2014. Forty research issues for the redesign of animal production systems in the 21st century. *Animal*, 8: 1382-1393.

Estel S., Mader S., Levers C., Verburg P. H., Baumann M., Kuemmerle T. 2018. Combining satellite data and agricultural statistics to map grassland management intensity in Europe. *Environmental Research Letters*, 13 074020

European Commission. 2016. Guidance for the Implementation of the EU Product Environmental Footprint (PEF) during the Environmental Footprint (EF) Pilot Phase, Version 5.2. European Commission, Luxembourg, Luxembourg.

FAO. 2019. The State of the World's Biodiversity for Food and Agriculture, Bélanger J., Pilling D. (eds.). FAO Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture Assessments. Rome.

Fish R., Church A., Winter M. 2016. Conceptualising cultural ecosystem services: A novel framework for research and critical engagement. *Ecosystem Services*, 21: 208-217.

Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S. 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 91: 1-21.

Gandini G. C., Villa E. 2003. Analysis of the cultural value of local livestock breeds: a methodology. *Journal of Animal Breeding and Genetics*, 120: 1–11.

Gerber P.J., Steinfeld H., Henderson B., Mottet A., Opio C., Dijkman J., Falcucci A., Tempio G. 2013. Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.

Habel J. C., Dengler J., Janišová M., Török P., Wellstein C., Wiezik M. 2013. European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity Conservation*, 22: 2131-2138.

Hönigová I., Vačkář D., Lorencová E., Melichar J., Götzl M., Sonderegger G., Oušková V., Hošek M., Chobot K. 2012. Survey on grassland ecosystem services. Report to the EEA - European Topic Centre on Biological Diversity. Prague: Nature Conservation Agency of the Czech Republic, 2012.

Humbert J.-Y., Ghazoul J., Walter T. 2009. Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130: 1–8.

ISO, 2006. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines. ISO 14044. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland.

Jonsson M., Bommarco R., Ekbom B., Smith H. G., Bengtsson J., Caballero-Lopez B., Winqvist C., Olsson O. 2014. Ecological production functions for biological control services in agricultural landscapes. *Methods in Ecology and Evolution*, 5: 243–252.

Junge X., Schüpbach B., Walter T., Schmid B., Lindemann-Matthies P. 2015. Aesthetic quality of agricultural landscape elements in different seasonal stages in Switzerland. *Landscape and Urban Planning*, 133: 67-77.

Kairis O., Karavitis C., Salvati L., Kounalaki A., Kosmas K. 2015. Exploring the Impact of Overgrazing on Soil Erosion and Land Degradation in a Dry Mediterranean Agro-Forest Landscape (Crete, Greece). *Arid Land Research and Management*, 29: 360–374.

Kätterer T., Bolinder M. A., Berglund K., Kirchmann H. 2012. Strategies for carbon sequestration in agricultural soils in northern Europe. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A - Animal Science* 62: 181–198.

Kenter J. O., O' Brien L., Hockley N., Ravenscroft N., Fazey I., Irvine K. N., Reed M. S., Christie M., Brady E., Bryce R., Church A., Cooper N., Davies A., Evely A., Everard M., Fish R., Fisher J. A., Jobstvogt N., Molloy C., Orchard-Webb J., Ranger S., Ryant M., Watson V., Williams S. 2015. What are shared and social values of ecosystems? *Ecological Economics* 111: 86–99.

Kiefer L R, Menzel F, Bahrs E. 2015. Integration of ecosystem services into the carbon footprint of milk of South German dairy farms. *Journal of Environmental Management*, 152: 11-18.

Lemaire, G., Hodgson J., Chabbi A. (Eds). 2011. Grassland productivity and ecosystem services. CABI, Wallingford, UK.

Liekens I., De Nocker L. 2013. Valuation of ES: Challenges and Policy Use. In (Jacobs S., Dendoncker N., Keune H. (Eds). *Ecosystem Services. Global Issues, Local Practices*. Elsevier. 107-119.

Lindemann-Matthies P., Briegel R., Schüpbach B., Junge X. 2010. Aesthetic preference for a Swiss alpine landscape: The impact of different agricultural land-use with different biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 98: 99-109.

Macleod C. J. A., Ferrier R. C.. 2011. Temperate grasslands in catchment systems: the role of scale, connectivity and thresholds in the provision and regulation of water quality and quantity. Pages 229–238 in G. Lemaire, Hodgson J., Chaddi A. (Eds.). *Grassland productivity and Ecosystem services*. CABI, Wallingford, UK.

Madsen M., Nielsen B.O., Holter P., Pedersen O.C., Jespersen J. B., Jensen K.M.V., Nansen P., Gronvold, J. 1990. Treating cattle with ivermectin—effects on the fauna and decomposition of dung pats. *Journal of Applied Ecology*, 27: 1–15.

Marini L., Scotton M., Klimek S., Isselstein J., Pecile A., 2007. Effects of local factors on plant species richness and composition of Alpine meadows. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 119: 281–288.

Marini L., Scotton M., Klimek S., Pecile A., 2008. Patterns of species richness in Alpine hay meadows: local vs landscape factors. *Basic Appl. Ecol.* 9: 365–372.

Martín-López B., Gómez-Baggethun E., García-Llorente M. and Montes C. 2014. Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators* 37: 220–228.

Mele M., Pulina G. (a cura di). 2015. *Alimenti di origine animale e salute*. Franco Angeli, Milano.

Mocali S., Anna Benedetti. 2010. Exploring research frontiers in microbiology: the challenge of metagenomics in soil microbiology. *Research in Microbiology*, 161: 497-505.

Morales-Reyes Z., Pérez-García J. M., Moleón M., Botella F., Carrete M., Lazcano C., Moreno-Opo R., Margalida A., Donázar J. A. and Sánchez-Zapata J. A. Supplanting ecosystem services provided by scavengers raises greenhouse gas emissions. *Scientific Reports*, 5. Article n. 7811.

Myrold, D. D., Zeglin L. H., Jansson J. K. 2014. The Potential of Metagenomic Approaches for Understanding Soil Microbial Processes. *Soil Scientific Society American Journal*, 78: 3-10.

Olea P. P., Mateo-Tomás P. 2009. The role of traditional farming practices in ecosystem conservation: The case of transhumance and vultures. *Biological Conservation*, 142: 1844–1853.

Oteros Rozas E., Martín-López B., González J.A., Plieninger T., López C.A., Montes C. 2014. Socio-cultural valuation of ecosystem services in a transhumance social-ecological network. *Regional Environmental Change* 14: 1269-1289.

Overmars K. P., Catharina Schulp J. E., Alkemade R., Verburg P. H., Temmec A. J. A. M., Omtzigt N., Schaminée J. H. J. 2014. Developing a methodology for a species-based and spatially explicit indicator for biodiversity on agricultural land in the EU. *Ecological Indicators*, 37: 186– 198.

Plantureux S., Peeters A., McCracken D. 2005. Biodiversity in intensive grasslands: Effect of management, improvement and challenges. *Agronomy Research*, 3: 153-164.

Pykälä J. 2000. Mitigating Human Effects on European Biodiversity through Traditional Animal Husbandry. *Conservation Biology*, 14: 705–712.

Pirlo, G., 2012. Cradle-to-farm gate analysis of milk carbon footprint: a descriptive review. *Italian Journal of Animal Science*, 11:e20.

Plieninger T, Hui C, Gaertner M, Huntsinger L. 2014. The impact of land abandonment on species richness and abundance in the Mediterranean Basin: a meta-analysis. *PLoS One*. 9:e98355.

Prévosto B., Kuiters L., Bernhardt-Römermann M., Dölle M., Schmidt W., Hoffmann M., Van Uytvanck J., Böhner A., Kreiner D., Stadler J. Klotz S., Brandl R. 2011. Impacts of Land Abandonment on Vegetation: Successional Pathways in European Habitats. *Folia Geobotanica*, 46: 303–325.

Primi R., Filibeck G., Amici A., Bückle C., Cancellieri L., Di Filippo A., Gentile C., Guglielmino A., Latini R., Mancini L. D., Mensing S. A., Rossi C. M., Rossini F., Scoppola A., Sulli C., Venanzi R., Ronchi B., Piovesan G. 2016. From Landsat to leafhoppers: A multidisciplinary approach for sustainable stocking assessment and ecological monitoring in mountain grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 234: 118-133.

Quétier F., Rivoal F., Marty P., de Chazal J., Thuiller W., Lavorel S. 2010. Social representations of an alpine grassland landscape and socio-political discourses on rural development. *Regional Environmental Change*, 10: 119-1309.

Raudsepp-Hearne C., Peterson G., Bennett E. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107: 5242-7.

Renting H., Rossing W. A., Groot J. C., Van der Ploeg J. D., Laurent C., Perraud D., Stobbelaar D. J., Van Ittersum M. K. 2009. Exploring multifunctional agriculture. a review of conceptual approaches and prospects for an integrative transitional framework. *Journal of Environmental Management*, 90 (suppl. 2), S112–S123.

Ripoll-Bosch R., de Boer, I. J. M., Bernues A., Vellinga T. V. 2013. Accounting for multi-functionality of sheep farming in the carbon footprint of lamb: A comparison of three contrasting Mediterranean systems. *Agricultural Systems*, 116: 60-68.

Rodríguez J. P., Beard T. D. Jr., Bennett E. M., Cumming G. S., Cork S., Agard J., Dobson A. P., Peterson G. D. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* 11: 28. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art28/>

Rodríguez-Ortega T., Olaizola A. M., Bernués A. 2018. A novel management-based system of payments for ecosystem services for targeted agri-environmental policy. *Ecosystem Services*, 34: 74-84.

Rodríguez-Ortega T., Oteros-Rozas E., Ripoll-Bosch R., Tichit M., Martín-López B., Bernués A. 2014. Applying the ecosystem services framework to pasture-based livestock farming systems in Europe. *Animal*, 8: 1361–1372.

Ronchi B., Pulina G., Ramanzin M. 2014. *Il paesaggio zootecnico italiano*. Franco Angeli, Milano.

Rüdisser J., Tasser E., Tappeiner U. 2012. Distance to nature—A new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. *Ecological Indicators*, 15: 208-216.

Rüdisser J., Walde J., Tasser E., Frühauf J., Teufelbauer N., Tappeiner U. 2015. Biodiversity in cultural landscapes: influence of land use intensity on bird assemblages. *Landscape Ecology* 30:1851–1863.

Ruiz-Mirazo J., Robles A. B. 2012. Impact of targeted sheep grazing on herbage and holm oak saplings in a silvopastoral wildfire prevention system in south-eastern Spain. *Agroforestry Systems*, 86: 477–491.

Ryschawy J., Disenhaus C., Bertrand S., Allaire G., Aznar O., Plantureux S., Josien E., Guinot C., Lasseur J., Perrot C., Tchakerian E., Aubert C. and Tichit M. 2017. Assessing multiple goods and services derived from livestock farming on a nation-wide gradient. *Animal*, 11: 1861–1872.

Salvador S., Corazzin M., Piasentier E., Bovolenta S. 2016. Environmental assessment of small-scale dairy farms with multifunctionality in mountain areas. *Journal of Cleaner Production*, 124: 94-102.

Sandifer P. A., Sutton-Grier A. E., Ward B. P. 2015. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. *Ecosystem Services*, 12: 1-15.

Sattler C., Matzdorf B., 2013. PES in a nutshell: From definitions and origins to PES in practice—Approaches, design process and innovative aspects. *Ecosystem Services*, 6: 2-11.

Schirpke U., Timmermann F., Tappeiner U., Tasser E. 2016. Cultural ecosystem services of mountain regions: Modelling the aesthetic value. *Ecological Indicators*, 69: 78-90.

Schirpke U., Tasser E., Tappeiner U. 2013. Predicting scenic beauty of mountain regions. *Landscape and Urban Planning*, 111: 1-12.

Small N., Munday M., Durance I. 2017. The challenge of valuing ecosystem services that have no material benefits. *Global Environmental Change*, 44: 57–67

Schiavon S., Sturaro E., Tagliapietra F., Ramanzin M., Bittante G. 2019. Nitrogen and phosphorus excretion on mountain farms of different dairy systems. *Agricultural Systems* 168: 36–47.

Stefanon B., Mele M., Pulina G. (a cura di). 2018a. Allevamento animale e sostenibilità ambientale. I principi. Franco Angeli, Milano.

Stefanon B., Mele M., Pulina G. (a cura di). 2018b. Allevamento animale e sostenibilità ambientale. Le tecnologie. Franco Angeli, Milano.

Soliveres S., van der Plas F., Manning P., Prati D., Gossner M. M., Renner S. C., Alt F., Arndt H., Baumgartner V., Binkenstein J., Birkhofer K., Blaser S., Blüthgen N., Boch S., Böhm S., Börschig C., Buscot F., Diekötter T., Heinze J., Hölzel N., Jung K., Klaus V. H., Kleinebecker T., Klemmer S., Krauss J., Lange M., Morris E. K., Müller J., Oelmann Y., Overmann J., Pašalić E., Rillig M. C., Schaefer M., Schloter M., Schmitt B., Schöning I., Schrumpf M., Sikorski J., Socher S. A., Solly E. F., Sonnemann I., Sorkau E., Steckel J., Steffan-Dewenter I., Stempfhuber B., Tschapka M., Türke M., Venter P. C., Weiner C. N., Weisser W. W., Werner M., Westphal C., Wilcke W., Wolters V., Wubet T., Wurst S., Fischer M., Allan E. 2017. Biodiversity at multiple trophic levels is needed for ecosystem multifunctionality. *Nature*, 536: 456. Doi:10.1038/nature19092

Soussana J. F., Tallec T., Blanfort V. 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4: 334–350.

Stoate C., Baldi A., Beja P., Boatman N. D., Herzog I., van Doorn A., de Snoo G.R., Rakosy L., Ramwell C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management*, 91: 22–46.

Sturaro E., Marchiori E., Cocca G., Penasa M., Ramanzin M., Bittante G., 2013. Dairy systems in mountainous areas: Farm animal biodiversity, milk production and destination, and land use. *Livestock Science*, 158: 157-168.

Tasser E., Mader M., Tappeiner U. 2003. Effects of land use in alpine grasslands on the probability of landslides. *Basic Applied Ecology*, 4: 271-280.

Tasser E., Sternbach E., Tappeiner U. 2008. Biodiversity indicators for sustainability monitoring at municipality level: An example of implementation in an alpine region. *Ecological Indicators*, 8: 204-223.

TEEB (2010), The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations. Kumar P. (Ed.). Earthscan, London and Washington.

Tscharntke T., Bommarco R., Clough Y., Crist T. O., Kleijn D., Rande T. A., Tylianakis J. M., van Nouhuys S., Vidal S. 2007. Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biological Control*, 43: 294–309.

Teillard F., de Souza D. M., Thoma G., Gerber P. J., Finn J. A. 2016. What does Life-Cycle Assessment of agricultural products need for more meaningful inclusion of biodiversity? *Journal of Applied Ecology*, 53: 1422–1429.

Alexander P.E. van Oudenhoven A. P. E., Petza K., Rob Alkemade R., Heina L., de Groot R. S. 2012. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators*, 21: 110–122.

van Zanten B. T., Verburg P. H., Koetse M. J., van Beukering P. J. H. 2014. Preferences for European agrarian landscapes: A meta-analysis of case studies. *Landscape and Urban Planning*, 132: 89–101.

Verheijen F. G. A., Jones R. J. A., Rickson R. J., Smith C. J. 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth Science Reviews*, 94: 23–38.

Vickery J. A., Tallowin J. R., Feber R. E., Asteraki E. J., Atkinson P. J., Fuller R. J., Brown, V. K. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38: 647–664.

Walz U., Stein C. 2014. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation*, 22: 279–289.

Ward S. E., Smart S. M., Quirk H., Tallowin J. R. B., Mortimer S. R., Shiel R. S., Wilby A., Bardgett R. D. 2016. Legacy effects of grassland management on soil carbon to depth. *Global Change Biology*, 22: 2829–2838.

Werling, B. P., Dickson T. L., Isaacs R., Gaines H., Gratton C., Gross C. L., Liere H., Malmstrom C. M., Meehan T. D., Ruan L., Robertson B. A., Robertson G. P., Schmidt T. M., Schrottenboer A. C., Teal T. K., Wilson J. K., Landiset D. A. 2014. Perennial grasslands enhance biodiversity and multiple ecosystem services in bioenergy landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111: 1652–1657.

Yahdjian L., Sala O. E., Havstad K. M. 2015. Rangeland ecosystem services: shifting focus from supply to reconciling supply and demand. *Frontiers in Ecology and Environment*, 13: 44–51.

Zander K. K., Signorello G., De Salvo M., Gandini G., Drucker A. G. 2013. Assessing the total economic value of threatened livestock breeds in Italy: Implications for conservation policy. *Ecological Economics*, 93: 219–229.