



Entwicklung eines Modells zur ökonomischen Bewertung von Waldleistungen

Schlussbericht zum Projekt WHFF 2015.11

April 2021

Berner Fachhochschule

Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften HAFL

Fachbereich Waldwissenschaften

Auftraggeber

Bundesamt für Umwelt BAFU

Wald- und Holzforschungsfonds WHFF

Ansprechpersonen: Claire-Lise Suter, Jean-Laurent Pfund

Auftragnehmer

Berner Fachhochschule

Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften HAFL

Abteilung Waldwissenschaften

Projektleitung: Prof. Dr. Bernhard Pauli

Verfasserin: Alexandra Müller

Projektmitarbeitende HAFL

Dr. Gaspard Dumollard

Mélanie Thomas

Projektmitarbeitende ausserhalb der HAFL

Prof. Dr. Thomas Knoke

Technische Universität München

Prof. Dr. Roland Olschewski

Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	4
Tabellenverzeichnis	6
Abkürzungsverzeichnis	6
Zusammenfassung	7
Kurzzusammenfassung	9
1. Einleitung	10
2. Aufbau und Entwicklung des Bewertungsmodells	12
2.1 Ziele, Aufbau und Funktionsweise des Modells	12
2.1.1 Ziele und Aufbau des Modells	12
2.1.2 Umsetzung: Funktionsweise des Modells	15
2.2 Umfragen zur Ermittlung von Zahlungsbereitschaften	18
2.2.1 Aufbau des Choice-Experiments	18
2.2.2 Ermittlung von Zahlungsbereitschaften	22
2.2.3 Validierung des Fragebogens (Pre-Tests)	23
2.2.4 Durchführung der Umfrage	23
2.2.5 Haltung zu verschiedenen Aussagen rund um den Schweizer Wald	24
2.2.6 Ergebnisse der Umfrage – Choice-Experiment (Zahlungsbereitschaften)	26
2.2.7 Zahlungsbereitschaften als Input für das Bewertungsmodell	29
2.3 Bestehende Bewertungsergebnisse als Input für das Bewertungsmodell (Toolbox)	30
3. Fallstudien	34
3.1 Hintergrundinformationen zu den beiden Forstbetrieben	34
3.2 Dateninput und Berechnungsszenarien	36
3.3 Ergebnisse und Interpretation der Modellberechnungen (Fallstudien)	43
4. Diskussion und Schlussfolgerung	46
4.1 Fazit	50
5. Literaturverzeichnis	52
6. Anhang	57
6.1 Ergebnisse der Umfrage – Einblick in die deskriptive Auswertung	57
6.1.1 Betriebsleitende	57
6.1.2 Bevölkerung	64
6.2 Artikel 1	70
6.3 Artikel 2	87

Abbildungsverzeichnis

Titelbild: Alexandra Müller (4-Quellen Weg, Etappe 3)

Abbildung 1: Gleichmässige Verteilung der Vorrangfunktionen über alle (Wald-)Bestände eines Forstbetriebes 14

Abbildung 2: Schematische Darstellung des Bewertungsmodells 15

Abbildung 3: Eingabemaske für das Bewertungsmodell (farbige Zellen sind veränderbar) 17

Abbildung 4: Beispiel für eine Entscheidungssituation, bei der die linke Option ausgewählt wurde. 21

Abbildung 5: Vergleich der Haltung von Bevölkerung und Betriebsleitenden zu verschiedenen Aussagen rund um die Schweizer Waldbewirtschaftung 25

Abbildung 6: Bewertete Bestandteile von Waldfunktionen. In Klammern angegeben ist die Anzahl der in der Literatur gefundenen Werte 30

Abbildung 7: Streuung der in Ergebnisse der Bewertungsstudien 31

Abbildung 8: Örtliche Aufteilung der Phasen des Bewertungsmodells 34

Abbildung 9: Flächenverteilung der Bewertungsszenarien S01 – S10 42

Abbildung 10: Modellergebnisse für die beiden Fallstudienbetriebe (Kapitalwert in CHF/ha) 43

Abbildung 11: Modellergebnisse für die beiden Fallstudienbetriebe (Kapitalwert in CHF/ha) bei 100% der jeweiligen Vorrangfunktion 45

Abbildung 12: Einfluss der verschiedenen Waldleistungen (auf der gesamten Betriebsfläche) im Vergleich zu 100% Holzproduktion 45

Abbildung 13: Problematik der Zahlungsbereitschaften für Übergangsphase 49

Anhang

Abbildung 14: Anteile der Forstbetriebe in den verschiedenen Forstzonen 57

Abbildung 15: Produktive Waldfläche 57

Abbildung 16: Mitarbeitende: Vollzeit, Teilzeit und Lernende 57

Abbildung 17: Bewirtschafteter Privatwald 58

Abbildung 18: Betriebsformen bei Zusammenschlüssen mehrerer Eigentümer/innen 58

Abbildung 19: Betriebliche Zielsetzung 59

Abbildung 20: Nadel- und Laubholzanteile der befragten Betriebe 59

Abbildung 21: Aufbau der Wälder in den befragten Betrieben 60

Abbildung 22: Anzahl Baumarten mit einem Flächenanteil von mehr als 10%	60
Abbildung 23: Art und Weise der Holzernte	61
Abbildung 24: Durchführung der Holzernte	61
Abbildung 25: Durchführung der Holzernte, falls Mischung aus Regie und Unternehmer	61
Abbildung 26: Erhöhung der Umtriebszeiten auf Grund von Erholungsleistungen oder Habitataufwertung	62
Abbildung 27: Bedeutung von Waldleistungen (1=wichtigste, 5=unwichtigste)	62
Abbildung 28: Anteile der Finanzierung von Erholungsleistungen	63
Abbildung 29: Altersverteilung der befragten Betriebsleitenden	63
Abbildung 30: Berufserfahrung in der Wald- und Forstwirtschaft	63
Abbildung 31: Häufigkeit von Waldbesuchen	64
Abbildung 32: Wegzeit zum Wald, der am häufigsten besucht wird	64
Abbildung 33: Gewähltes Verkehrsmittel, um zu dem Wald zu gelangen, der am häufigsten besucht wird - Unterschiede zwischen deutsch- (links) und französischsprachigen (rechts) Antworten	64
Abbildung 34: Im Wald ausgeübte Aktivitäten. Die Auswahlmöglichkeiten waren vorgegeben, Mehrfachantworten waren zulässig	65
Abbildung 35: Dauer Waldbesuche - Vergleich zwischen Sommer- und Winterhalbjahr	65
Abbildung 36: Struktur der Wälder	66
Abbildung 37: Sichtbarkeit von Holzschlägen - Unterscheide zwischen den Sprachregionen	66
Abbildung 38: Einschätzung der eigenen Informiertheit, getrennt nach Sprachregionen	67
Abbildung 39: Informationsquellen für Themen rund um den Wald	67
Abbildung 40: Meinungen zur Holznutzungsmenge im Schweizer Wald	67
Abbildung 41: Priorisierung von Waldleistungen aus Sicht der Bevölkerung (1=besonders wichtig, 6=am wenigsten wichtig)	68
Abbildung 42: Anzahl der Personen, die im Haushalt leben (links) und davon minderjährige Personen (rechts)	68
Abbildung 43: Berufliche Tätigkeiten der Befragungsteilnehmer/innen	69

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Phasen und Schritte des Bewertungsmodells	16
Tabelle 2: Gliederung der Fragebögen	18
Tabelle 3: Im Choice-Experiment verwendete Attribute und Level	20
Tabelle 4: Rücklauf bei den Umfragen in den verschiedenen Zielgruppen	24
Tabelle 5: Zahlungsbereitschaft der Schweizer Bevölkerung für Veränderungen in der Waldbewirtschaftung, gemäss Forstzonen und Wohnregionen (CHF/Haushalt)	27
Tabelle 6: Kombination von positiven und negativen WTP und WTA	27
Tabelle 7: Grundlagen zur Umrechnung der WTP	29
Tabelle 8: Streuung der Bewertungsergebnisse von Erholungsleistungen	32
Tabelle 9: Dateninput Bewertungsmodell	36
Tabelle 10: Definition Waldbaustrategie: Umtriebszeiten und Bestockungsziele der beiden Forstbetriebe	40
Tabelle 11: Flächenanteile der Vorrangfunktionen in den Bewertungsszenarien	41
Tabelle 12: Für die Modellberechnung verwendete Szenarien S01 - S19	44
Tabelle 13: Modellergebnisse für die beiden Fallstudienbetriebe (Kapitalwerte (NPV))	44

Abkürzungsverzeichnis

beh. ha	Behandelte Fläche in ha
BT	Benefit Transfer
CE	Choice-Experiment
ES	Ökosystemleistung/en (ecosystem service/s)
haVfkt	Fläche der entsprechenden Vorrangfunktion in ha
LbH	Laubholz
LC	Latent Class (Statistik)
MNL	Multinomial Logit (Statistik)
NdH	Nadelholz
NPV	Kapitalwert (net present value)
WTA	Akzeptanzbereitschaft (willingness to accept)
WTP	Zahlungsbereitschaft (willingness to pay)

Zusammenfassung

Der Wald erbringt zahlreiche, für das Allgemeinwohl bedeutende Leistungen (z.B. Schutz gegen Naturgefahren, Bereitstellung von Erholungsmöglichkeiten, Wasserspeicherung im Waldboden), die zweifelsohne einen ökonomischen Wert besitzen. Zwar wird den Ökosystemleistungen (ES) des Waldes immer mehr Beachtung geschenkt, ihr ökonomischer Wert bei Entscheidungen über den Umgang mit der Ressource Wald aber nur selten berücksichtigt. Dies zum einen, da viele dieser Leistungen als öffentliche Güter angesehen werden und ihre Bereitstellung somit gratis gefordert wird. Zum anderen fliessen sie bei der klassischen ökonomischen Bewertung von Wald nicht oder nur teilweise in die Bewertung ein, da (häufig) nur das Potential zur Holzproduktion berücksichtigt wird. Der Bund hat diese unbefriedigende Situation erkannt und fordert im Rahmen der Stossrichtung 6.2 der Waldpolitik 2020 Grundlagen zu erarbeiten und Rahmenbedingungen zu schaffen, damit zukünftig Waldleistungen besser in Wert gesetzt werden können, denn die Bewertung von Waldleistungen kann wichtige Informationen für die Entscheidungsfindung in der Forstwirtschaft sowie in der Politik liefern. Dies insbesondere dadurch, dass verschiedene Handlungsoptionen miteinander verglichen, Prioritäten für geplante Massnahmen gesetzt sowie finanzielle Anreiz- und Unterstützungssysteme entwickelt werden können.

In der Schweiz ist ein knappes Drittel der Landesfläche mit rund 1,2 Mio. ha Wald bedeckt. Aufgrund der geographischen Gegebenheiten wird diese Fläche in fünf Forstzonen unterteilt: Jura, Mittelland, Voralpen, Alpen und Alpensüdseite, wobei sich der meiste Wald in submontanen und montanen Regionen befindet. Zwei Drittel des Waldes befinden sich in öffentlichem, das verbleibende Drittel in privatem Eigentum. Vorwiegend haben die Waleigentümer klein, oft auch verstreute Waldflächen von durchschnittlich 1.5 ha (privat) und 267 ha (öffentlich) produktive Waldfläche pro Eigentümer. Geographisch betrachtet fällt auf, dass in bestimmten Regionen einzelne Waldfunktionen verstärkt auftreten. So dominiert in den Voralpen und in den Alpen (bis zur Baumgrenze) klar die Schutzfunktion. In den leichter erschliessbaren Wäldern des Mittellands und Juras (obwohl es dort zum Teil auch Bereiche gibt, in welchen die Schutzfunktion klar dominiert), spielt vor allem die Holzproduktion eine grosse Rolle. Liegt Wald im Einzugsbereich von grösseren Städten, wie z.B. Zürich oder Basel oder in touristisch stark frequentierten Gebieten (z.B. Davos), so wird der Erholung gegenüber den anderen Waldfunktionen eine grössere Bedeutung zugesprochen.

Im Rahmen des diesem Bericht zu Grunde liegenden Projekts wurde ein Bewertungsmodell entwickelt, dessen Ziel es ist, Forstbetriebsleitern eine Möglichkeit zu bieten, verschiedene Bewirtschaftungsszenarien, die durch unter Berücksichtigung mehrerer Entscheidungskriterien zu vergleichen und den ökonomischen Einfluss verschiedener Waldleistungen darzustellen. Die Bewirtschaftungsszenarien werden zum einen durch betriebliche Entscheidungen (z.B. Zielbestockung, Umtriebszeiten), zum anderen durch die Anteile von ausgewählten Vorrangfunktionen (Waldleistungen) im Betrieb bestimmt. Die Vorrangfunktionen dienen als Planungsgrundlage, auch wenn die Wälder im Sinne der Multifunktionalität bewirtschaftet werden. Das entwickelte Bewertungsmodell ermöglicht durch die vielzähligen Inputdaten eine differenzierte Bewertung unter Berücksichtigung der vorhandenen Betriebsstrukturen. So können zum einen die Auswirkungen strategischer Entscheidungen – welchen Waldleistungen wird wie viel Raum

gegeben? – zum anderen betriebswirtschaftlicher Anpassungen, z.B. Kostensenkung durch gesteigerte Effizienz, dargestellt werden. Weiterhin können regionale Besonderheiten berücksichtigt werden, was bei anderen Modellen häufig ein limitierender Faktor ist. Das Modell kann einerseits eine Entscheidungshilfe sein, andererseits aber auch als Argumentationsgrundlage dienen, denn gerade an Orten, wo viele Waldleistungen auf vergleichsweise kleiner Fläche nachgefragt werden, kann es zu Nutzungskonflikten kommen. In solchen Konfliktsituationen ist eine transparente Kommunikation besonders wichtig. Durch das Modell können verschiedene Handlungsvarianten aufgezeigt und deren Einfluss auf den Kapitalwert sichtbar gemacht werden.

Das Bewertungsmodell berücksichtigt die Waldleistungen Holzproduktion, Schutz vor Naturgefahren, Erholung, Habitatleistungen und Kohlenstoffsenke. Habitatleistungen werden nochmals unterteilt in Totalwaldreservate, Sonderwaldreservate und Aufwertungen. Der Wert von Habitataufwertungen und Erholungsleistungen fließt mittels in einem Choice-Experiment ermittelten Zahlungsbereitschaften (willingness-to-pay, WTP) in das Bewertungsmodell ein. Um diese berechnen zu können, wurde eine Umfrage bei der Schweizer Bevölkerung durchgeführt. Parallel dazu sollte auch die Angebotsseite, sprich Forstbetriebsleitende und Waldeigentümer befragt werden um prüfen zu können, wie die Perspektiven der verschiedenen Stakeholder voneinander abweichen und welche Herausforderungen sich daraus zukünftig für das forstliche Management ergeben. Auf Angebotsseite (Betriebsleitende) wurden keine Zahlungsbereitschaften, sondern Akzeptanzbereitschaften (willingness-to-accept, WTA) ermittelt. Diese zeigen, welcher Betrag für den Betriebsleitenden notwendig wäre, um eine gewünschte Veränderung zu ermöglichen bzw. zu akzeptieren. Die Berechnungen führten auf beiden Seiten zu sowohl positiven als auch negativen Werten. Negative WTP-Werte bedeuten, dass die Haushalte nicht bereit wären, für eine solche Änderung zu zahlen, sondern für die Annahme dieser Änderung entschädigt werden müssten. Andererseits weisen negative WTA-Werte von Betriebsleistenden darauf hin, dass sie diese Veränderung auch ohne zusätzliche Zahlungen realisieren würden, z.B. weil sie ihren Präferenzen bzw. Betriebszielen entsprechen würde.

Die Grösse der Stichprobe bei der Bevölkerungsbefragung erlaubt einen Vergleich zwischen den verschiedenen Teilstichproben (Forstzonen und Wohnregionen). Auch wenn es keine grossen Unterschiede bezüglich der Zahlungsbereitschaften in den verschiedenen Wohnregionen gibt, müssen die Unterschiede zwischen den geografischen Gebieten, in dieser Studie die Schweizer Forstzonen, berücksichtigt werden. Betrachtet man die Attributlevel mit den höchsten WTP wird deutlich, dass die Bevölkerung tendenziell Wälder mit einer ausgewogenen Mischung aus Nadel- und Laubbäumen bevorzugt. Darüber hinaus gibt es eine deutliche Präferenz für Dauerwälder gegenüber der Bewirtschaftung in Altersklassenwäldern. Ausserdem sollten grössere Holzschläge vermieden werden, auch wenn sie Teil einer natürlichen Waldentwicklung wären.

Die ursprüngliche Idee, bestehende Bewertungsstudien mittels Benefit-transfer in das Modell zu integrieren, musste verworfen werden, da die Auswertung einer eigens angelegten Datenbank zeigte, dass die Bewertungsergebnisse je nach Waldleistung aber auch innerhalb der verschiedenen Waldleistungen stark variieren. Diese hohe Streuung schränkt die Aussagekraft der Berechnung von Durchschnittswerten ein. Selbst wenn überdurchschnittlich hohe oder niedrige Werte ignoriert werden, sind Mittelwerte, die auf den verbleibenden Daten basieren, immer noch schwer zu

interpretieren. Das bedeutet nicht, dass bestehende Bewertungen generell nicht belastbar sind. Es weist nur darauf hin, dass die Bewertung im Regelfall kontextspezifisch ist, so dass es schwierig ist, die Ergebnisse bestehender Studien auf andere Bewertungsfälle zu übertragen. Die Übertragung wird mit zunehmender Anzahl Primärstudien aus der jeweiligen Region bis zu einem gewissen Grade erleichtert, da verschiedenste Ausgangssituationen und Rahmenbedingungen abgedeckt werden können.

Keywords: Waldleistungen, Choice Experiment, Zahlungsbereitschaft, Bewertungsmodell, Kapitalwert

Kurzzusammenfassung

In dem Projekt «Entwicklung eines Modells zur ökonomischen Bewertung von Waldleistungen» wurde ein auf Betriebsebene funktionierendes, kosten- und erlösbasiertes Modell entwickelt, dessen Kern eine Kapitalwertberechnung ist. Die verschiedenen Vorrangfunktionen wurden mittels Zahlungsbereitschaften oder kosten- und erlösbasiert integriert. Abschliessende Fallstudien haben gezeigt, dass das Modell auch in der Praxis anwendbar ist und den Betriebsleitenden wertvolle Ergebnisse liefern kann, insbesondere die Möglichkeit, verschiedene Szenarien vergleichen zu können, wurden von den Betriebsleitern sehr positiv bewertet.

Keywords: Waldleistungen, Choice Experiment, Zahlungsbereitschaft, Bewertungsmodell, Kapitalwert

1. Einleitung

Die Begriffe „Waldfunktionen“ und „Waldleistungen“ werden in der Literatur und im Sprachgebrauch häufig synonym verwendet bzw. nicht klar abgegrenzt. Ein möglicher Grund hierfür ist, dass im Englischen in der Regel von (*forest*) *ecosystem services* die Rede ist und dieser Ausdruck mit dem Begriff *Waldleistungen* übersetzt wird. Auch in der englischsprachigen Literatur gibt es keine klare Abgrenzung zwischen den verschiedenen Begriffen. Häufig bezeichnen *ecosystem services* (=Ökosystemleistungen) den Nutzen von Ökosystemen für die Menschheit (Millennium Ecosystem Assessment 2005), *ecosystem function* hingegen die Kapazität oder Fähigkeit des Ökosystems, etwas zu tun, das für den Menschen potenziell nützlich ist (deGroot 1992; deGroot et al. 2002). Daraus ergibt sich, dass Ökosystemfunktionen im Englischen im Gegensatz zu Ökosystemleistungen unabhängig von einer Nachfrage sind.

Waldfunktionen und die damit verbundenen Leistungen der Wälder spielten seit jeher eine grosse Rolle für die Menschheit – auch wenn sich die Bedeutung einzelner Leistungen im Laufe der Zeit gewandelt hat. Als Beispiel könnte an dieser Stelle die sinkende Bedeutung von Nischholzprodukten des Waldes genannt werden – früher essenziell für das Überleben, heute in der Regel vor allem eine Freizeitbeschäftigung. Nichtsdestotrotz wird die Inwertsetzung von Waldleistungen besonders für Waldbesitzer und Forstbetriebe immer wichtiger, da die Nachfrage der Bevölkerung nach verschiedenen Leistungen immer stärker wird. Allerdings werden solche Leistungen bisher ungenügend in Wert gesetzt (Rigling et al. 2015). Ein Hauptgrund hierfür ist die Tatsache, dass der Wald (aus Sicht vieler Nutzniesser) den Charakter eines öffentlichen Gutes hat – viele Leistungen werden von den Nutzniessern gratis gefordert oder es ist ihnen teilweise nicht bewusst, dass die Bereitstellung aus Sicht der Waldbesitzer und Forstbetriebe mit einem mehr oder weniger grossen Aufwand verbunden ist. Gerade dieser „öffentliche Gut“-Charakter ist zum einen typisch für Waldleistungen, zum anderen ist er aber auch eines der grundlegenden Probleme bei der Inwertsetzung. Nichtsdestotrotz kann eine ökonomische Bewertung dabei helfen, den Wert der Natur bzw. ihrer Leistungen zu veranschaulichen und so ihre Wertschätzung erhöhen. Ausserdem kann die Bewertung von Waldleistungen wichtige Informationen für die Entscheidungsfindung in der Forstwirtschaft sowie in der Politik liefern. Dies insbesondere dadurch, dass verschiedene Handlungsoptionen miteinander verglichen, Prioritäten für geplante Massnahmen gesetzt sowie finanzielle Anreiz- und Unterstützungssysteme entwickelt werden können. Die ökonomische Bewertung stellt also eine Art Hilfe dar und kann die Entscheidungsfindung (in Bezug auf die Umwelt betreffende Massnahmen) erleichtern.

Allerdings fliesst der ökonomische Wert der meisten Waldleistungen bei den klassischen Bewertungsmethoden (z.B. marktbasierte Methoden, Methoden der allgemeinen Investitionsrechnung) nicht oder nur teilweise ein. Vor dem Hintergrund des laufenden Klimawandels nehmen aktuell beispielsweise Fragen zur Bewertung der Kohlenstoffsinkenleistung (Popkin 2019; Rammig 2020) oder zur Bewertung von Naturschutzleistungen (Lawler et al. 2015; Griscom et al. 2017; Eyvindson et al. 2018; Ezquerro et al. 2019) an Bedeutung zu. Zwar wird den Ökosystemleistungen des Waldes immer mehr Beachtung geschenkt, ihr ökonomischer Wert bei Entscheidungen über den Umgang mit der Ressource Wald aber nur selten berücksichtigt (Costanza

et al. 2014a; Costanza et al. 2014b). Eine Konsequenz davon ist, dass Wälder häufig unterbewertet werden (Groot 1992; FAO Committee on Forestry 2014) und nur eine strenge Gesetzgebung verhindert, dass Wälder anderen Landnutzungsformen zugeführt werden. Des Weiteren können ökonomische Daten einen wertvollen Input bei der Entwicklung von Zahlungsschemen für Ökosystemleistungen (payments for ecosystem services) liefern.

Seit einigen Jahrzehnten versucht man Leistungen der Natur zu monetarisieren (z.B. Costanza et al. 1997; Gómez-Baggethun et al. 2010). Diese Perspektive soll helfen, sparsam mit den natürlichen Ressourcen umzugehen und Umweltschäden zu vermeiden, so dass die Funktionalität der natürlichen Lebensgrundlagen nachhaltig sichergestellt werden kann (Paul et al. 2020). Auch in Entscheidungssituationen im Zusammenhang mit Wald stellt sich häufig die Frage nach Bewertungsmöglichkeiten für bestimmte Waldfunktionen und -leistungen. Eine ökonomische Bewertung kann dabei helfen, den Wert der Natur bzw. ihrer Leistungen zu veranschaulichen und so ihre Wertschätzung zu berücksichtigen. Laut Haaren et al. (2016, 19) ist der Hauptgrund für die unzureichende Berücksichtigung in der Tatsache zu suchen, dass auch knappe Leistungen der Natur meist kostenlos genutzt werden können – viele Ökosystemleistungen haben den Charakter öffentlicher Güter. Diese sind durch zwei Merkmale charakterisiert: Zum einen sind sie nicht rivalisierend, d.h. es können mehrere Personen das Gut/die Leistung gleichzeitig nutzen, ohne dass die jeweils anderen Personen in ihrer Nutzung beeinträchtigt werden. Zum anderen sind sie nicht ausschliessbar, d.h. niemand kann von der Nutzung des Gutes/der Leistung abgehalten werden (Merlo und Croitoru 2005).

Neben marktbasierten Waldbewertungsmethoden, bzw. den Methoden der allgemeinen Investitionsrechnung existieren eine ganze Reihe alternativer Möglichkeiten, waldbezogene Entscheidungen auf eine breitere ökonomische Informationsbasis zu stellen (z.B. Reisekostenmethode, Ersatzwertmethode, Kontingente Bewertungsmethode; vgl. tenBrink 2011; White et al. 2011; Pascual et al. 2012; Bergen et al. 2013; UN 2014). Eine in diesem Zusammenhang häufig angewendete Methode ist der Benefit transfer (BT), wobei Bewertungsergebnisse aus bestehenden Studien (Primärstudien) auf neue, vergleichbare Situationen (Sekundärstudien) übertragen werden. Grundvoraussetzung für belastbare Ergebnisse ist eine Vergleichbarkeit der Ausgangssituationen und des zu bewertenden Sachverhalts (Schröter-Schlaack et al. 2016).

Der instrumentelle ökonomische Wert (McShane 2007) eines Produktes oder einer Leistung entsteht aus dem Nutzen, der bei den Nutzerinnen und Nutzern gestiftet wird. Da der individuelle Nutzen selbst nur schwierig mess- und vergleichbar ist, wird in der Regel auf die Zahlungsbereitschaft zurückgegriffen. Die Bewertung befasst sich daher mit der Frage, welchen Betrag die Individuen bereit sind, für eine entsprechende Nutzung zu zahlen bzw. aufzugeben (willingness to pay, WTP), wobei die Produktionskosten für den Wert eines Gutes oder einer Leistung erst einmal nicht von Bedeutung sind (Barbier et al. 1997, 24). Über die Bewertung werden somit die Präferenzen der Menschen bestimmt.

In dem diesem Bericht zu Grunde liegenden Projekt wurde ein Bewertungsmodell entwickelt, das es ermöglicht, auf betriebsebene verschiedene Bewirtschaftungsszenarien zu vergleichen. Das

Modell fokussiert sich auf ausgewählte Waldleistungen, welche auf unterschiedliche Art in die Bewertung einfließen:

- Erholungsleistungen und Habitataufwertungen: Zahlungsbereitschaften (mit einem Choice-ermittelt)
- Holzproduktion, Schutz vor Naturgefahren, Habitatleistungen (Naturwald-, Sonderwaldreservate) und Kohlenstoffspeicherung: kosten- und erlösbasiert

Das nachfolgende Kapitel 2 zeigt die Entwicklung des Bewertungsmodells und geht dabei auf dessen Ziele und den Aufbau ein (Kapitel 2.1). Die deskriptive Auswertung der durchgeführten Umfragen, sowie die Ermittlung der Zahlungsbereitschaften werden in Kapitel 2.2 detailliert beschrieben. Das Bewertungsmodell wurde abschliessend in Fallstudien auf seine Praxistauglichkeit getestet (3). Die diesen Bericht abschliessende Diskussion (Kapitel 4) zieht ein kritisches Fazit.

2. Aufbau und Entwicklung des Bewertungsmodells

2.1 Ziele, Aufbau und Funktionsweise des Modells

In den nachfolgenden beiden werden zunächst die Bestandteile des Modells (2.1.1) und anschließend seine Funktionsweise (2.1.2) vorgestellt. Das Modell wurde für eine Betrachtung auf Betriebsebene konzipiert und vergleicht beliebig definierbare, gegebenenfalls auch hypothetische Szenarien

2.1.1 Ziele und Aufbau des Modells

Das Bewertungsmodell sollte den Vergleich verschiedener Bewirtschaftungsszenarien ermöglichen (maximal 10). Da in dem Bewertungsmodell verschiedenen Waldökosystemleistungen berücksichtigt und deren Einfluss dargestellt werden sollten, wurde entschieden, mit Szenarien zu arbeiten und nicht kontinuierlich zu optimieren. Des Weiteren sollten die ökonomischen Konsequenzen verschiedener, durch die Flächenanteile der unterschiedlichen Vorrangfunktionen definierten Strategien dargestellt werden können. So kann beispielsweise gezeigt werden, welche Auswirkungen die Forderung einer Gemeinde (öffentlicher Waldeigentümer), den Erholungswaldanteil deutlich zu erhöhen auf den Kapitalwert hat. Somit wird deutlich, wo z.B. Finanzierungslücken entstehen oder mit welchen Verlusten im Gemeindebudget gerechnet werden muss. Die Bewirtschaftungsszenarien sollten zum einen durch betriebliche Entscheidungen (z.B. Zielbestockung, Umtriebszeiten), zum anderen durch die Anteile von ausgewählten Vorrangfunktionen im Betrieb bewertet werden können. Da die Forstbetriebe teilweise sehr unterschiedliche Kostenstrukturen haben und das Modell eine Entscheidungshilfe für Betriebsleiter sein sollte, wurde als Grundstruktur ein kosten- und erlösbasierter Ansatz gewählt. Dieser ermöglichte es, flexibel auf Effizienzsteigerungen zu reagieren, wie z.B. eine Senkung der Holzerntekosten oder auch auf Veränderungen bei den Erlösen, z.B. wenn vom Eigentümer geforderten Leistungen künftig auch abgegolten werden (z.B. bei öffentlichen Eigentümern für das Gemeinwohl erbrachte Leistungen).

Es sollten sowohl marktfähige Güter (z.B. Holz) als auch nicht-marktfähige Güter (z.B. Habitataufwertung, Erholung) in die Bewertung einfließen, was eine Kombination verschiedener Bewertungsmethoden erforderlich machte. Die Bewertung von Erholungsleistungen und Habitataufwertungen sollten durch die im Choice-Experiment ermittelten Zahlungsbereitschaften berücksichtigt werden, welche als hypothetische Erlöse in das Modell einfließen. Es wurde geprüft, ob es nicht möglich wäre, alle gewünschten Vorrangfunktionen in einem Choice-Experiment zu berücksichtigen. Dies hätte jedoch eine deutlich höhere Anzahl an Attributen und Leveln erfordert. Dadurch wäre die Komplexität enorm gestiegen und es ist fraglich, ob das Choice-Experiment insbesondere für forstliche Laien (z.B. die breite Bevölkerung) dann noch lösbar gewesen wäre.

Das Bewertungsmodell fokussierte schließlich auf ausgewählte Waldleistungen, welche auf unterschiedliche Art in die Bewertung einfließen:

- Erholungsleistungen und Habitataufwertungen: Zahlungsbereitschaften (mit einem Choice-ermittelt)
- Holzproduktion, Schutz vor Naturgefahren, Habitatileistungen (unterteilt Totalwaldreservate, Sonderwaldreservate und Aufwertungen) und Kohlenstoffspeicherung: kosten- und erlös basiert

Kernelement des Modells ist eine Kapitalwertberechnung für betriebliche Geldflüsse auf Basis folgender Formel:

$$K_0 = \left[\sum_t \frac{E_e - K_e}{(1+i)^t} \right] + \left[\frac{E_j - K_j}{i} \cdot \frac{(1+i)^n - 1}{(1+i)^n} + \frac{A_v}{(1+i)^n} \right]$$

wobei

E_e : Erlöse aus Eingriffen (nicht jährlich): Holzerlöse^{*1}, Pflanzungen (z.B. Beiträge), Jungwaldpflege, Zahlungsbereitschaften aus dem CE^{*2}

K_e : Kosten für Eingriffe (nicht jährlich): Holzerntekosten^{*1}, Kosten für aufgearbeitetes, aber liegengelassenes Holz, Pflanzungs- und Jungwaldpflegekosten

E_j : Jährliche Erlöse: Erlöse, die jährlich entstehen

K_j : jährlich entstehende Kosten: Verwaltungskosten, Kosten für Massnahmen^{*3}, Kosten für Strassenunterhalt, sonstige Kosten, die nicht durch K_e abgedeckt sind

A_v : Abtriebswert am Ende der Betrachtungsperiode.

i : Kalkulationszinssatz: 1,5%^{*4}

^{*1} für Durchforstungen und Endnutzung

^{*2} nur bei Erholungsleistungen und Habitataufwertung, einmalig bei Eintritt der Veränderung, der Zeitpunkt kann individuell festgelegt werden, z.B. Erreichen der Veränderung nach 10-20-50 Jahren

^{*3} Erholung: Kosten Erholungseinrichtungen;

Sonderwaldreservat: Zusatzkosten für spezielle Massnahmen;

Schutzwald: sonstige Kosten (z.B. Pflanzung)

**⁴ Benítez et al. (2007) berechnen mittels Regression Diskontraten auf Basis des Länderrisikoindex (ICRG): $d = 2,15584 - 0,4837 \cdot \ln(\text{ICRG})$. Wendet man diese Formel für die Schweiz mit einem ICRG von 86,5 an, so erhält man eine Zinsrate von -0,15%. Betrachtet man die Nachbarländer Österreich (ICRG 85,5, $d=0,4\%$) und Deutschland (ICRG 82,5, $d=2,1\%$), so scheint ist die Verwendung einer niedrigen Zinsrate durchaus gerechtfertigt, beispielsweise zwischen 0,4% (ähnlich wie Österreich) und 1,5% (nahe am realen Wirtschaftswachstum der Schweiz, dieses lag zwischen 2009 und 2019 bei durchschnittlich 1,6%). Dieser Argumentation folgend wurde bei der Modellberechnung ein Zinssatz von 1.5% verwendet.*

Zusammenfassend besitzt das Bewertungsmodell drei Hauptbestandteile (Abbildung 2): Eingangsparameter, Betriebsentscheidungen und das eigentliche Modell. Die Eingangsparameter sollten die aktuellen Umfeldbedingungen des Forstbetriebs berücksichtigen können. Die Simulation von Betriebsentscheidungen sollte im Modell die Möglichkeit verschiedenen Szenarien testen und vergleichen zu können gewährleisten. Das eigentliche Modell wurde schließlich mit der Statistiksoftware R programmiert¹. Bei der Berechnung wurden folgende Restriktionen berücksichtigt:

- Vorrangfunktionen: Die Anteile der Vorrangfunktionen sind aus technischen Gründen in allen Beständen gleich, d.h. hat ein Betrieb beispielsweise 80% Wirtschaftswald, 10% Erholungswald und 10% Biodiversitätswald sind diese Anteile in allen Beständen gleich (Abbildung 1)

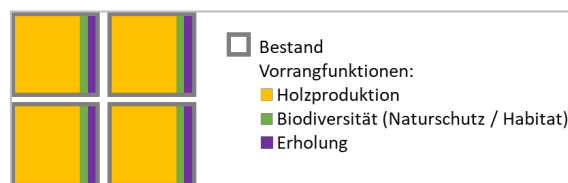


Abbildung 1: Gleichmässige Verteilung der Vorrangfunktionen über alle (Wald-)Bestände eines Forstbetriebes

- Holzerntekosten & Holzerlöse: Durchschnitt über den ganzen Betrieb ohne Schutzwald
- Strukturen, Holznutzungsformen: aktuell 10 Jahre, Übergangsphasen nicht berücksichtigt
- Anzahl der Haushalte und Holzpreise bleiben stabil
- Vorrangfunktionen sind auf unendlich definiert, gerechnet wird für 100 Jahre
- Entrinden: Bei einer Unterscheidung Laubholz - Nadelholz (nicht nach Baumarten) wird das gesamte Nadelholz entrindet, z.B. bei liegen gelassenem Holz: Wird sich für Entrinden entscheiden, so wird das gesamte Nadelholz entrindet
- Sonderwaldreservate: Zuschläge, Verwaltungskosten etc. pro Jahr

¹ Verantwortlich für die Programmierung: Mélanie Thomas, BFH-HAFL

Des Weiteren wurde die Waldbaustategie definiert und dazu das Bestockungsziel, sowie die Umtriebszeiten nach Baumarten und Vorrangfunktionen erfasst.

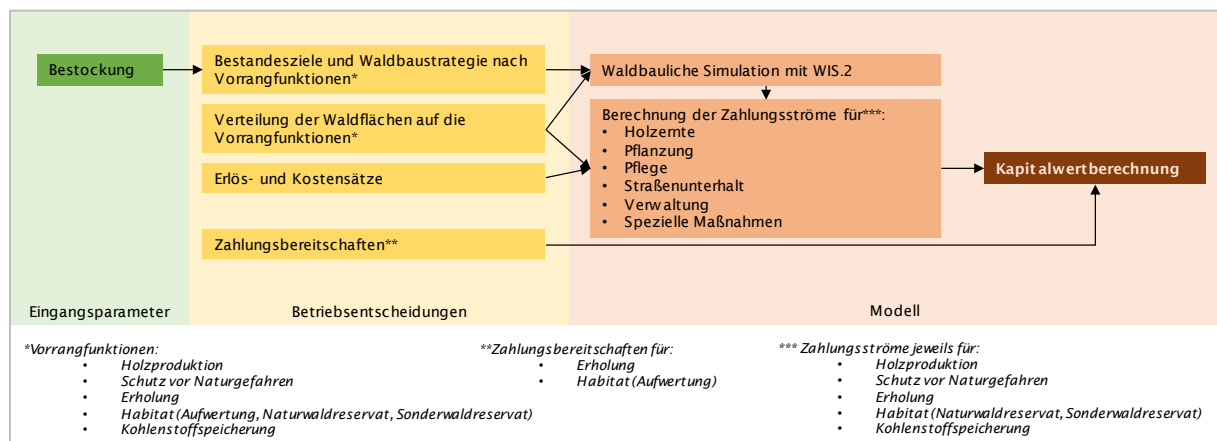


Abbildung 2: Schematische Darstellung des Bewertungsmodells

Für die waldbauliche Simulation² wurde WIS 2 verwendet (Rosset et al. 2014), welches auf MS Access und ArcGIS basiert und sich auf folgende Inputparameter stützt:

- Oberhöhe (hdom), Oberdurchmesser (ddom) oder Alter (nur eins davon) für jeden Bestand
- Baumartenzusammensetzung für jeden Bestand
- Waldstandort
- Fläche pro Bestand

2.1.2 Umsetzung: Funktionsweise des Modells

Aus den zuvor definierten Anforderungen ergaben sich sechs aufeinander aufbauende Schritte, welche vier Phasen zugeordnet werden können (Tabelle 1):

In der ersten Phase werden für jeden Bestand die im vorherigen Kapitel beschriebenen Inputparameter für die waldbauliche Simulation erfasst (Schritt 1) und getrennt nach Baumarten, sowie Vorrangfunktionen Umtriebszeiten und Zielbestockung festgelegt (Schritt 2). Diese Daten werden von dem Forstbetrieb, für welchen die Berechnung durchgeführt wird, geliefert.

Die Simulation (Phase 2) bildet die forstbetrieblichen (Waldbau-)Strategie ab und zeigt deren Konsequenzen über mehrere Jahrzehnte hinweg. Im Modell ist diese Simulation notwendig, um Zahlungsströme berechnen zu können, beispielsweise Holzernte- und Verjüngungskosten, die anfallen bis die definierte Zielbestockung erreicht ist. Werden die, der waldbaulichen Simulation zu Grunde liegenden Daten verändert, muss sie erneut gemacht werden.

In der dritten Phase werden im die vielzähligen Inputparameter auf Betriebsebene, getrennt nach Vorrangfunktionen erfasst (Schritt 4, für Details vgl. Tabelle 9 im Kapitel 3.2). Gleichzeitig werden die Flächenanteile der verschiedenen Vorrangfunktionen definiert, welche wiederum die Berechnungsszenarien darstellen (Schritt 5). Diese Phase kann vor-Ort im Forstbetrieb durchgeführt

² Durchführung: Dr. Gaspard Dumollard, BFH-HAFL

werden und es ist möglich, für jeden Modelldurchlauf neue Daten zu erfassen ohne dass ein grosser Mehraufwand entsteht – im Gegensatz zur waldbaulichen Simulation.

Die vierte und letzte Phase stellt die Kapitalwertberechnung dar (Schritt 6), Dabei werden alle Zahlungsströme (Kosten und Erlöse) für die verschiedenen Vorrangfunktionen berücksichtigt und fließen auf unterschiedliche Art in das Modell ein (vgl. Beschreibung zur Formel im Kapitel 2.1.1). Die Modellberechnung in R basiert dabei auf verschiedenen Excel-Datenblättern, welche aus den erfassten Daten generiert werden:

- Output der waldbaulichen Simulation
- Flächenanteile der Vorrangfunktionen
- Allgemeine Inputparameter (z.B. Forstzone, Diskontrate, Simulationsdauer, Förderungen, Kosten, Erlöse, Zeiträume bis Veränderungen (z.B. Strukturveränderungen) erreicht sein sollen, etc.)
- Zusätzliche Kosten und Erlöse nach Vorrangfunktionen (z.B. Anteil liegengelassenes Holz, Zuschläge Holzernte-, Straßenunterhalts-, Verwaltungskosten, sonstige Zusatzkosten, sonstige Erlöse, Entrindungskosten)

Diese Datenblätter werden automatisch aus einer Eingabemaske (Abbildung 3) in Excel generiert, sodass bei der Erfassung nicht zwischen verschiedenen Blättern hin und her gewechselt werden muss.

Tabelle 1: Phasen und Schritte des Bewertungsmodells

Phase	Schritt	Erklärung
Waldbaulicher Input	1	Input für die waldbauliche Modellierung (jeweils nach Bestand): <ul style="list-style-type: none"> • Oberhöhe (hdom) • Oberdurchmesser (ddom) oder Alter (nur eins davon) • Baumartenzusammensetzung • Waldstandort • Fläche
	2	Definition der waldbaulichen Strategie: <ul style="list-style-type: none"> • Bestockungsziele • Umtriebszeiten
Waldbauliche Simulation	3	WIS2
Erfassung betrieblicher Inputparameter	4	Erfassung von Kosten- und Erlösen, aufgeschlüsselt nach Vorrangfunktionen:
	5	Definition verschiedener Simulationsszenarien: Flächenanteile der verschiedenen Vorrangfunktionen
Kapitalwertberechnung	6	Kapitalwertberechnung mittels des in R programmierten Modells

Verteilung der produktive Waldfläche auf die Vorrangfunktionen

Vorrangfunktion	Simulation	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08	S09	S10
Holzproduktion	ha	Ganze Flä.	Differenz	Differenz	Differenz	Differenz	Differenz	Differenz	Differenz	Differenz	Differenz
Erholung	ha		255	332	255	255	255	255	332	200	227
Habitat, Zahlungsbeirreitschaft	ha		77	77	150	150	77	77	100	200	227
Habitat, Naturwaldreservat	ha		37	37	37	100	37	37	37	100	227
Habitat, Sonderwaldreservat	ha					100				100	227
C-Speicher	ha						100				227
Schutzwald	ha							100			227

Definition Waldbaustrategien

Vorrangfunktionen mit Holznutzung	Baumart	Fi	Ta	Foe	Lae	Dgl	ueN	Bu	Ei	Es	Ah	ueL
Holzproduktion, Umtriebszeit	Jahre	100	100	100	150	150	0	125	150	0	100	100
Holzproduktion, Bestockungsziel	%	33%	23%	1%	5%	5%	0%	15%	8%	0%	5%	5%
Erholung, Umtriebszeit	Jahre	100	100	100	150	150	0	125	150	0	100	100
Erholung, Bestockungsziel	%	33%	23%	1%	5%	5%	0%	15%	8%	0%	5%	5%
Habitat, Zahlungsbeirreitschaft, Umtriebszeit	Jahre	150	200	0	0	0	0	0	40%	0	0	150
Habitat, Zahlungsbeirreitschaft, Bestockungsziel	%	10%	40%	0%	0%	0%	0%	0%	40%	0%	0%	10%
Habitat, Sonderwaldreservat, Umtriebszeit	Jahre	100	100	0	0	0	0	0	150	0	0	100
Habitat, Sonderwaldreservat, Bestockungsziel	%	10%	40%	0%	0%	0%	0%	0%	40%	0%	0%	10%
C-Speicher, Umtriebszeit	Jahre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-Speicher, Bestockungsziel	%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

Berechnungsparameter

Parameter	Einheit	Wert	Hilfswerte								
Forstzone	-	Mittelland									
Wohnregion	-	Agglomeration									
Haushalte im Einzugsgebiet	Anzahl	12354									
Zeitraum Kapitalwertberechnung	Jahre	100	100								
Zinsfuss	%	0.015	0.02								

Holzproduktion

Holzerntekosten (inklusive Vortransport)	CHF/Fm	48	Jura	Mittelland	Voralpen	Alpen	Quelle: TBN, Auswertung 2017 für den Wirtschaftswald
Holzerlöse	CHF/Fm	80.5	57	56	69	68	
Pflanzungskosten und Pflegekosten			64	71	71	46	
Beiträge Pflanzung	CHF/beh.ha	2889	Standardwerte, vgl. separate Tabelle				
Beiträge Pflege	CHF/beh.ha	1829					
Kosten Verwaltung	CHF/haVfkt/J	186	69	122	45	20	
Kosten Strassenunterhalt	CHF/haVfkt/J	76.9	50	84	40	28	
Sonstige Erlöse und Beiträge	CHF/haVfkt/J	0					

Erholung

Aktuelle Strukturen	-	Schlagwald									
Neue Strukturen	-	Mischung									
Zeitpunkt ab wann, neue Strukturen etabliert sind	Jahr	20									
Aktuelle Holznutzungsform	-	flächig									
Neue Holznutzungsform	-	kleinflächig									
Zeitpunkt ab wann, neue Holznutzungsform etabliert ist	Jahr	10									
Zuschlag auf Holzerntekosten	CHF/Fm	10									
Zuschlag auf Verwaltungskosten	CHF/haVfkt/J	14									
Zuschlag auf Strassenunterhaltskosten	CHF/haVfkt/J	24									
Kosten Erholungseinrichtungen	CHF/haVfkt/J	26									

Habitat, Zahlungsbeirreitschaft

Aktuelle Strukturen	-	Schlagwald									
Neue Strukturen	-	Mischung									
Zeitpunkt ab wann, neue Strukturen etabliert sind	Jahr	10									
Aktuelle Holznutzungsform	-	flächig									
Neue Holznutzungsform	-	kleinflächig									
Zeitpunkt ab wann, neue Holznutzungsform etabliert ist	Jahr	30									
Anteil Holz liegendgelassen	%	15%									
Kosten für Holz fällen und liegend lassen	CHF/Fm	35									
Kosten für entrinden (nur für Fichte)	CHF/Fm	9									
Zuschlag auf Holzerntekosten	CHF/Fm	10									

Habitat, Naturwaldreservat

Beiträge für Naturwaldreservat	CHF/haVfkt/J	144									
Verwaltungskosten für Naturwaldreservat	CHF/haVfkt/J	3									

Habitat, Sonderwaldreservat

Anteil Holz liegendgelassen	%	20%									
Holz liegendgelassen: Kosten für Fällen	CHF/Fm	17									
Holz liegendgelassen: Kosten für entrinden (nur für Fichte)	CHF/Fm	0									
Zuschlag auf Holzerntekosten	CHF/Fm	5									
Zuschlag auf Verwaltungskosten	CHF/haVfkt/J	20									
Zusatzkosten für spezielle Massnahmen	CHF/haVfkt/J	1									
Beiträge für Sonderwaldreservat	CHF/haVfkt/J	30									

C-Speicher

Zuschlag auf Verwaltungskosten	CHF/haVfkt/J	5									
Verkaufserlöse C-Speicher	CHF/haVfkt/J	18									

Schutzwald

Nutzungsmenge (inkl. Liegendgelassenes Holz)	Fm/haVfkt	9.4	Jura	Mittelland	Voralpen	Alpen	Quelle: TBN, Auswertung 2017 für Schutzwald
Wiederkehrperiode	Jahre	1	2.8	9.4	5.0	2.3	
Anteil Holz liegendgelassen	%	0%	1	1	1	1	
Holz liegendgelassen: Kosten für Fällen, evtl. Entasten	CHF/Fm	25	0.0%	0.0%	0.8%	7.5%	
Holz liegendgelassen: Kosten für entrinden (nur für Fichte)	CHF/Fm	10					
Holzerntekosten (inklusive Vortransport)	CHF/Fm	99	148	99	97	112	
Holzerlöse	CHF/Fm	65	39	65	66	56	
Beiträge (Schutzwaldpflege, Strassenunterhalt, ...)	CHF/haVfkt/J	669	280	669	328	200	
Kosten Verwaltung	CHF/haVfkt/J	194	40	194	64	42	
Kosten Strassenunterhalt	CHF/haVfkt/J	139	10	139	60	58	
Sonstige Kosten (z.B. Pflanzung)	CHF/haVfkt/J	147	68	147	53	32	
Sonstige Erlöse	CHF/haVfkt/J	47	26	47	22	8	

Abbildung 3: Eingabemaske für das Bewertungsmodell (farbige Zellen sind veränderbar)

2.2 Umfragen zur Ermittlung von Zahlungsbereitschaften

Der Wert von Habitataufwertungen und Erholungsleistungen fließt mittels Zahlungsbereitschaften in das Bewertungsmodell ein. Um diese berechnen zu können, wurde eine Umfrage bei der Schweizer Bevölkerung durchgeführt. Parallel dazu sollte auch die Angebotsseite, sprich Forstbetriebsleiter und Waldeigentümer befragt werden um prüfen zu können, wie die Perspektiven der verschiedenen Stakeholder voneinander abweichen und welche Herausforderungen sich daraus zukünftig für das forstliche Management ergeben.

Die Umfrage richtete sich an vier Zielgruppen: Waldeigentümer/innen, Vertreter von Waldeigentümer /innen (z.B. Waldverantwortlich in den Gemeinden), Betriebsleitende und die Bevölkerung. Für jede Zielgruppe wurde ein separater Fragebogen erstellt.

Der Fragebogen ist in vier Abschnitte gegliedert, die an die entsprechenden Zielgruppen angepasst wurden (Tabelle 2). Um später die Ergebnisse der Umfragen vergleichen zu können, wurde darauf geachtet, möglichst viele Fragen in allen Zielgruppen gleich zu stellen und nur die Formulierung so anzupassen, dass die Fragen verstanden werden. Wesentliche Unterschiede gab es lediglich im ersten Teil des Fragebogens. Betriebsleiter wurden hier zu ihrem Forstbetrieb, Waldeigentümer und ihre Vertreter zum Waldbesitz und die Bevölkerung zu ihrem Bezug zum Wald, sowie ihrem Besuchsverhalten befragt. Kernelement der Umfragen war ein Choice-Experiment, welches im nachfolgenden Kapitel 2.2.1 beschrieben wird.

Tabelle 2: Gliederung der Fragebögen

Abschnitt	Betriebsleiter	Waldeigentümer	Waldeigentümerversprecher	Bevölkerung
1	Fragen zum Forstbetrieb	Fragen zum Waldeigentum		Bezug zum Wald und Besuchsverhalten
2	Choice-Experiment zur Ermittlung von Zahlungs- bzw. Akzeptanzbereitschaften			
3	Ansichten rund um den Wald und die Waldwirtschaft in der Schweiz			
4	Soziodemographische Fragen			

2.2.1 Aufbau des Choice-Experiments

CE bieten die Möglichkeit, ökonomischen Werte für Merkmale (oder Attribute) eines Umweltgutes oder einer Umweltleistung zu bestimmen (Bateman 2017). Die CE-Methode basiert auf der Annahme, dass ein "Gut per se keinen Nutzen für den Verbraucher bringt; es besitzt Eigenschaften, und diese Eigenschaften führen zu einem Nutzen" (nach Lancaster 1966, S. 134). Dies bedeutet, dass der Wert einer Ware (oder Dienstleistung) durch ihre Eigenschaften bestimmt wird. Ein Gut oder eine Leistung wird folglich nicht als Ganzes, sondern als Bündel von Merkmalen, betrachtet. Somit können nicht nur die Produkte oder Leistungen selbst, sondern auch ihre Eigenschaften bewertet werden. Wie Abbildung 4 zeigt, wird dazu den Teilnehmern eine festgelegte, hypothetische Auswahl angeboten und sie müssen die bevorzugte Alternative angeben (Norman et al. 2018). Jedes Set besteht aus bestimmten Merkmalen, die üblicherweise als Attribute bezeichnet werden (Hensher et al. 2015) und unterschiedliche Level aufweisen. Zur besseren Verständlichkeit erhielten in dieser Studie alle Umfrageteilnehmer ein zusätzliches Blatt, auf dem die Attribute und dazugehörigen Level erklärt wurden. Im nachfolgenden Abschnitt werden die verschiedenen Attribute, sowie die dazu gehörenden Hypothesen (kursiv dargestellt) beschrieben.

Der Aspekt "*Programmausrichtung*" bezieht sich auf die Bezeichnung der im CE angebotenen Optionen. Die Teilnehmer wurden gebeten, davon auszugehen, dass der Bund ein Förderprogramm auflegen wird, um Forstbetriebsleiter und Waldeigentümer für ihre Bemühungen zur Verbesserung der Erholungsleistungen und zur Habitataufwertung in ihren Wäldern zu entschädigen. Um für diese finanzielle Unterstützung in Frage zu kommen, müssen die Forstbetriebe klar formulierte Anforderungen in Bezug auf (i) die Baumartenmischung, (ii) die Struktur des Waldes, (iii) die Holznutzung und (iv) die Fläche mit spezifischen Massnahmen zur Verbesserung der Erholungsleistungen (z.B. Erholungsplätze und -einrichtungen) oder Habitataufwertung (z.B. Anzahl Biotopbäume und Totholz) erfüllen. Das Szenario sah vor, dass sich die Bevölkerung und die Betriebsleitenden an der Gestaltung der Förderprogramme beteiligen können. Daher konnten sich die Befragten zwischen zwei Ausrichtungen entscheiden: einem mehr erholungsorientierten und einem mehr lebensraumorientierten Programm sowie der Nicht-Option.

Das Attribut "*Baumart*" drückt den Anteil von Nadel- und Laubbäumen aus. Die Befragten konnten zwischen der Dominanz von Nadel- oder Laubbäumen sowie einer annähernd gleichen Verteilung wählen. Die Proportionen wurden so gewählt, dass deutlich wird, welche Baumart dominiert, wobei eine realistische Darstellung der tatsächlichen Waldbewirtschaftungspraxis beibehalten wurde.

"*Waldstruktur*" steht für die Sichtbarkeit verschiedener Entwicklungsstadien des Waldes. Dies umfasst Alter, Höhe und Durchmesser der Bäume. Die Befragten konnten wählen zwischen «kein Muster sichtbar», was einem Dauerwald entspricht, «Muster deutlich sichtbar», was für Schlagwald steht und «Muster teilweise sichtbar», womit Mischformen aus den ersten beiden Varianten gemeint waren.

"*Holznutzung*" betrifft die Sichtbarkeit von Holzernteaktivitäten. Auch dieses Attribut besitzt drei Level. Zur Wahl standen eine kaum sichtbare Holznutzung, welche einer Einzelbaumnutzung entspricht, eine teilweise sichtbare Nutzung durch schwächere, gruppenweise Eingriffe, sowie deutlich sichtbare, flächige Eingriffe. Insbesondere bei letzterem muss berücksichtigt werden, dass die Eingriffe keinem Kahlschlag entsprechen dürfen, da dieser in der Schweiz, ebenso wie in Deutschland gesetzlich verboten ist (Art. 22, WaG³)

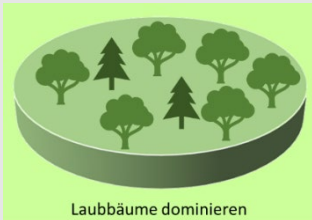
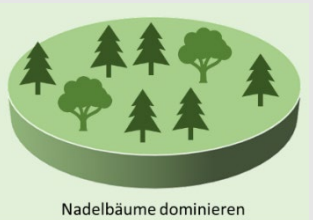


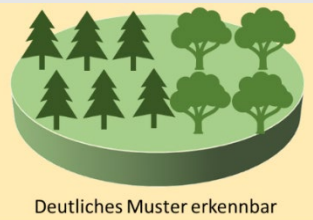

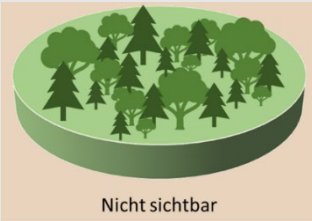
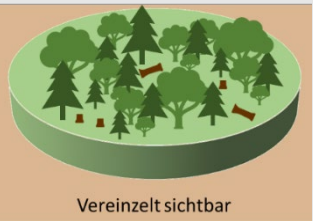
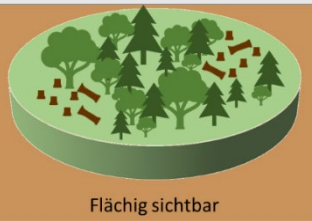


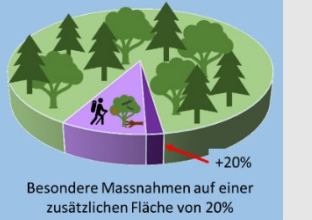
"*Fläche mit zusätzlichen Massnahmen*" beschreibt die zusätzliche Fläche (von 5% bis 20%⁴), die für Habitataufwertung oder Erholungsmassnahmen verwendet wird.

Der "*monetäre Beitrag*" ist der jährliche Betrag, der von den Haushalten zu zahlen ist (z.B. über Steuern oder gesonderte Zahlungen) resp. pro ha von den Forstbetrieben benötigt werden würde, um die jeweiligen Anforderungen zu erfüllen.

³ Das Bundesgesetz über den Wald (Waldgesetz, WaG) vom 4. Oktober 1991 (Stand am 1. Januar 2017) ist online abrufbar unter https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1992/2521_2521_2521/de

⁴ Diese Anteile beruhen auf einer Literaturrecherche und Expertenschätzungen

Tabelle 3: Im Choice-Experiment verwendete Attribute und Level

Name Attribut	Beschreibung		
Programmausrichtung	Die Befragungsteilnehmer konnten zwischen der «Programmausrichtung Erholung» und der «Programmausrichtung Lebensraum» wählen		
Baumarten	 <p>Laubbäume dominieren</p> <p>Mindestens 70% Laubholz</p>	 <p>Nadelbäume dominieren</p> <p>Mindestens 70% Nadelholz</p>	 <p>Etwa gleich viele Nadel- und Laubbäume</p> <p>Etwa gleich viel Nadel- und Laubholz</p>
Waldstruktur	 <p>Kein Muster erkennbar</p> <p>Dauerwaldstrukturen</p>	 <p>Deutliches Muster erkennbar</p> <p>Schlagwald</p>	 <p>Teilweise Muster erkennbar</p> <p>Mischung aus Dauerwaldstrukturen und Schlagwald</p>
Holznutzung	 <p>Nicht sichtbar</p> <p>Kaum sichtbare Einzelbaumnutzung</p>	 <p>Vereinzelt sichtbar</p> <p>Schwächere, gruppenweise Eingriffe</p>	 <p>Flächig sichtbar</p> <p>Stärkere, flächige und sichtbare Eingriffe</p>
Fläche <i>Die Vorgabe «Fläche» bezieht sich je nach Programmausrichtung auf die Fläche, auf der besondere Massnahmen zur Habitataufwertung resp. für Erholungssuchende durchgeführt wird</i>	 <p>Besondere Massnahmen auf einer zusätzlichen Fläche von 5%</p> <p>Erhöhung der Fläche um 5%</p>	 <p>Besondere Massnahmen auf einer zusätzlichen Fläche von 10%</p> <p>Erhöhung der Fläche um 10%</p>	 <p>Besondere Massnahmen auf einer zusätzlichen Fläche von 20%</p> <p>Erhöhung der Fläche um 20%</p>
Geldbeitrag = monetäres Attribut	<p>Hier standen insgesamt sechs Beträge zur Auswahl. Je nach Zielgruppe entweder in CHF/ha/Jahr oder CHF/Haushalt/Jahr:</p> <p>10; 25; 50; 75; 100 oder 125 CHF/ha (bzw. Haushalt)/Jahr</p>		





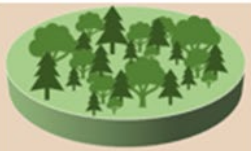
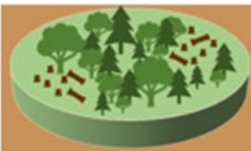
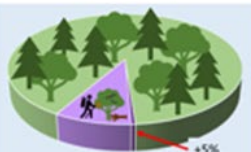




	<u>Programmausrichtung Erholung</u>	<u>Programmausrichtung Lebensraum</u>		
Baumarten	 <p>Etwa gleich viele Nadel- und Laubbäume</p>	 <p>Nadelbäume dominieren</p>		
Wald- strukturen	 <p>Deutliches Muster erkennbar</p>	 <p>Teilweise Muster erkennbar</p>		
Holznutzung	 <p>Nicht sichtbar</p>	 <p>Flächig sichtbar</p>	Ich wähle kein Programm	
Fläche mit zusätzlichen Massnahmen	 <p>+5% Besondere Massnahmen auf einer zusätzlichen Fläche von 5%</p>	 <p>+10% Besondere Massnahmen auf einer zusätzlichen Fläche von 10%</p>		
Geldbeitrag	 <p>75 CHF/Jahr</p>	 <p>25 CHF/Jahr</p>		
		<input type="button" value="meine Auswahl"/>		<input type="button" value="meine Auswahl"/>

Abbildung 4: Beispiel für eine Entscheidungssituation, bei der die linke Option ausgewählt wurde.

2.2.2 Ermittlung von Zahlungsbereitschaften

Choice Experimente beruhen auf der Annahme, dass die getroffenen Entscheidungen vom Nutzen der verschiedenen Attributstufen abhängen. Je höher der Nutzen einer positiven Attributstufe ist, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass diese Stufe gewählt wird (Olschewski et al. 2012). Der Gesamtnutzen eines Individuums oder Haushalts kann durch eine Nutzenfunktion ausgedrückt werden, die aus einer beobachtbaren Komponente und einer Zufallskomponente besteht (Louviere 2001; Olschewski et al. 2012; Weller und Elsasser 2018). Für das in diesem Projekt durchgeführte CE wurde folgende Nutzenfunktion unterstellt:

$$U_{\text{Bevölkerung}} = \beta_0 + \beta_1 * BA + \beta_2 * WS + \beta_3 * HN + \beta_4 * F + \beta_5 * G + \varepsilon$$

$$U_{\text{Förster}} = \beta_0 + \beta_1 * BA + \beta_2 * WS + \beta_3 * HN + \beta_4 * F + \beta_5 * G + \varepsilon$$

Der beobachtbare Teil besteht aus den in Tabelle 3 beschriebenen fünf Attributen "Baumarten" (BA), "Waldstruktur" (WS), "Holznutzung" (HN), "Fläche" (F) und dem Geldbeitrag (G). β_0 stellt die alternativ-spezifische Konstante (ASC) des Attributs "Programmorientierung" dar. ε ist die Zufallskomponente, die die Variation widerspiegelt.

Die Integration eines monetären Attributes (entspricht dem Attribut «Geldbeitrag») in ein CE ermöglicht die Ermittlung von Zahlungsbereitschaften. Das CE kann mit Multinomialen Logit-Modellen (MNL) ausgewertet werden. MNL ist das wohl am weitesten verbreitete Modell, um Daten aus Choice-Experimenten zu analysieren (Street and Burgess 2012; Matejka and McKay 2015). Ein Nachteil ist jedoch, dass die geschätzten Koeffizienten die individuelle Heterogenität der Teilnehmenden nicht berücksichtigen. Aus diesem Grund wurden zusätzlich Latent Class (LC) Analysen durchgeführt. Diese ermöglichten es, abhängig vom Antwortverhalten verschiedene Gruppen und deren Zahlungsbereitschaften zu identifizieren (Vermunt et al. 2004). Die LC hat gezeigt, dass die Unterschiede zwischen individuellen Nutzenfunktionen innerhalb der Stichprobe nicht signifikant sind, weshalb im späteren Verlauf die Gesamtstichprobe nicht in verschiedene Untergruppen geteilt werden musste, sondern ein Vergleich zwischen den verschiedenen Forstzonen und Wohnregionen ausreichend war. Die Berechnung der Zahlungsbereitschaften basiert auf einem bestimmten Referenzszenario. Prinzipiell kann dieses beliebig aus den Vorgaben gewählt werden. Je nach gewähltem Szenario ändern sich dann die Zahlungsbereitschaften, da diese immer im Vergleich zum Referenzszenario berechnet werden.

Zur Berechnung der Zahlungsbereitschaften wurde die Delta-Methode verwendet, wie sie im Apollo-Paket in R implementiert ist. Sie ermöglicht es, gleichzeitig auch Standardfehler zu erhalten und somit statistische Signifikanz prüfen zu können (Daly et al. 2012; Hess und Palma 2019a, 2019b)

2.2.3 Validierung des Fragebogens (Pre-Tests)

In einem Pre-Test mit Teilnehmenden aus den verschiedenen Zielgruppen wurden die Umfragen auf Vollständigkeit und Verständlichkeit geprüft. Insgesamt nahmen an diesem Pre-Test vier Betriebsleiter, neun Personen aus der Bevölkerung, zwei Waldbesitzer und zwei Waldverantwortliche aus Gemeinden sowie 23 Personen aus dem Bereich der Forschung teil. Die Pre-test wurden sowohl schriftlich als auch mündlich in Interviews durchgeführt. Dabei hat sich gezeigt, dass insbesondere Waldbesitzer und deren Vertreter (z.B. Waldverantwortliche der Gemeinden) schwer anzusprechen sind, da sie häufig auf den zuständigen Betriebsleitenden oder Förster verweisen. Aufbauend auf den Ergebnissen der Pre-Tests wurden die finalen Fassungen der Umfragen in der Software Sawtooth von Lighthouse Studio erstellt.

2.2.4 Durchführung der Umfrage

Alle Umfragen wurden auf Deutsch und Französisch über eine eigene Internetseite online verfügbar gemacht. Die Durchführung erfolgte in den verschiedenen Zielgruppen auf unterschiedliche Art. Aus Kapazitätsgründen wurde die Bevölkerungsumfrage von dem Meinungsforschungsinstitut Bilendi durchgeführt. Die anderen Zielgruppen (Forstbetriebsleitenden, Waldeigentümer/innen und Waldeigentümervertreter/innen) wurden über folgende Kanäle ebenfalls auf Deutsch und Französisch zur Teilnahme gebeten:

- Zeitschriftinserat
- Mail mit Bitte um Verbreitung an den Verband bernischer Burgergemeinden und burgerlicher Kooperationen VBBG
- Mail mit Bitte um Verbreitung an den Verband Bernischer Gemeinden VBG (konnte nicht weiterhelfen, da kaum Waldeigentümer/innen Mitglieder sind)
- Das Amt für Wald des Kantons Bern (KAWA Bern) hat über die Waldabteilungen die einzelnen Eigentümervertreter/innen angeschrieben
- Mail mit Bitte um Verbreitung an alle Kantonsförster
- Mail an alle Einwohnergemeinden des Kantons Bern
- Verbreitung über WaldSchweiz an rund 300 Adressen (davon 90% Betriebsleitende) und die Kantonalverbände (Präsidenten und Geschäftsführende, insgesamt 44)

Der Rücklauf war in den verschiedenen Gruppen sehr unterschiedlich (Tabelle 4). Wie schon beim Pre-test war die Umfrage bei den Waldeigentümern und Waldeigentümerinnen und deren Vertreter/innen wenig erfolgreich. Aufgrund des geringen Rücklaufs mussten diese beiden Gruppen von der Auswertung ausgeschlossen werden.

Die Umfragen wurden umfangreich deskriptiv ausgewertet. Da diese Auswertung für die Modellentwicklung nur insoweit relevant ist, als dass sie Hintergrundinformationen zur Angebots- und Nachfrageseite (Forstbetriebsleitende und Bevölkerung) bietet, wurde an dieser Stelle auf eine

ausführliche Beschreibung verzichtet. Ein Einblick in die deskriptive Auswertung findet sich im Anhang dieses Berichts (Kapitel 6.1)⁵.

Tabelle 4: Rücklauf bei den Umfragen in den verschiedenen Zielgruppen

Zielgruppe	Vollständig ausgefüllte Umfragen			Abgebrochene Umfragen		
	Deutsch	Französisch	Summe	Deutsch	Französisch	Summe
Betriebsleitende	51	6	57	37	9	46
Waldeigentümer/innen	7	3	10	16	2	18
Waldeigentümerversreter/innen	10	0	10	19	3	22
Bevölkerung	1640	947	2587*	303	230	533
<i>*Bei nicht allen dieser Umfragen war das CE auswertbar</i>						

2.2.5 Haltung zu verschiedenen Aussagen rund um den Schweizer Wald

Sowohl Betriebsleitende als auch die Bevölkerung wurden um ihre Haltung zu verschiedenen Aussagen rund um die Bewirtschaftung der Schweizer Wälder befragt (Abbildung 5). Der Vergleich zeigt, dass es eine Reihe von Aussagen gibt, zu denen Betriebsleitende und die breite Bevölkerung eine ähnliche Meinung haben. Dies gilt insbesondere für die breite Zustimmung beider Gruppen, dass zu den Aufgaben der Waldbewirtschaftung der Erhalt von Lebensräumen, die Förderung der Biodiversität, die Bereitstellung von Trinkwasser, die Ermöglichung von Erholung und die Speicherung von Kohlenstoff gehören sollten. Gleichzeitig wird gemeinsam anerkannt, dass Forstwirtschaft auch die Nutzung von Holz beinhaltet.

Unterschiedliche Meinungen herrschen hingegen darüber, inwieweit Managemententscheidungen bestimmte Ökosystemleistungen berücksichtigen. Während etwa die Hälfte der Bevölkerung der Meinung ist, dass ökologische und Erholungsaspekte zu wenig Beachtung finden, stimmen nur etwa 20% der Betriebsleitenden dieser Aussage zu. Eine weitere Diskrepanz besteht in Bezug auf die Einbeziehung verschiedener Interessengruppen in waldbauliche Entscheidungen. Während eine Mehrheit von ca. 70 % der Bevölkerung dieser Aussage "vollständig" oder "eher" zustimmen würde, unterstützen nur ca. 40 % der Betriebsleitenden diese Aussage. Dies zeigt einerseits, dass Waldleistungen im Bewusstsein der Bevölkerung immer wichtiger werden und diese deshalb einbezogen werden will, andererseits wird so auch das Problem der öffentlichen Güter deutlich. Weiterhin wird deutlich, dass ökonomische Aussagen bei der Bevölkerung auf stärkere Ablehnung

⁵ Die ausführliche deskriptive Auswertung ist im Zwischenbericht vom Dezember 2018 zu finden. Da die deskriptive Auswertung für das Modell letztendlich von untergeordneter Bedeutung ist, wird in diesem Bericht auf eine ausführliche Darstellung verzichtet.

stossen als bei den Betriebsleitenden. Nichtsdestotrotz zeigen sich bei den Aussagen mehrheitlich ähnliche Tendenzen bei beiden Gruppen. Dies verdeutlicht, dass die Mehrheit der Bevölkerung ein realistisches Bild der Waldbewirtschaftung hat. Dies wiederum hat einen positiven Einfluss auf die ermittelten Zahlungsbereitschaften, da davon ausgegangen werden kann, dass die Bevölkerung eher realistisch als idealistisch ist.

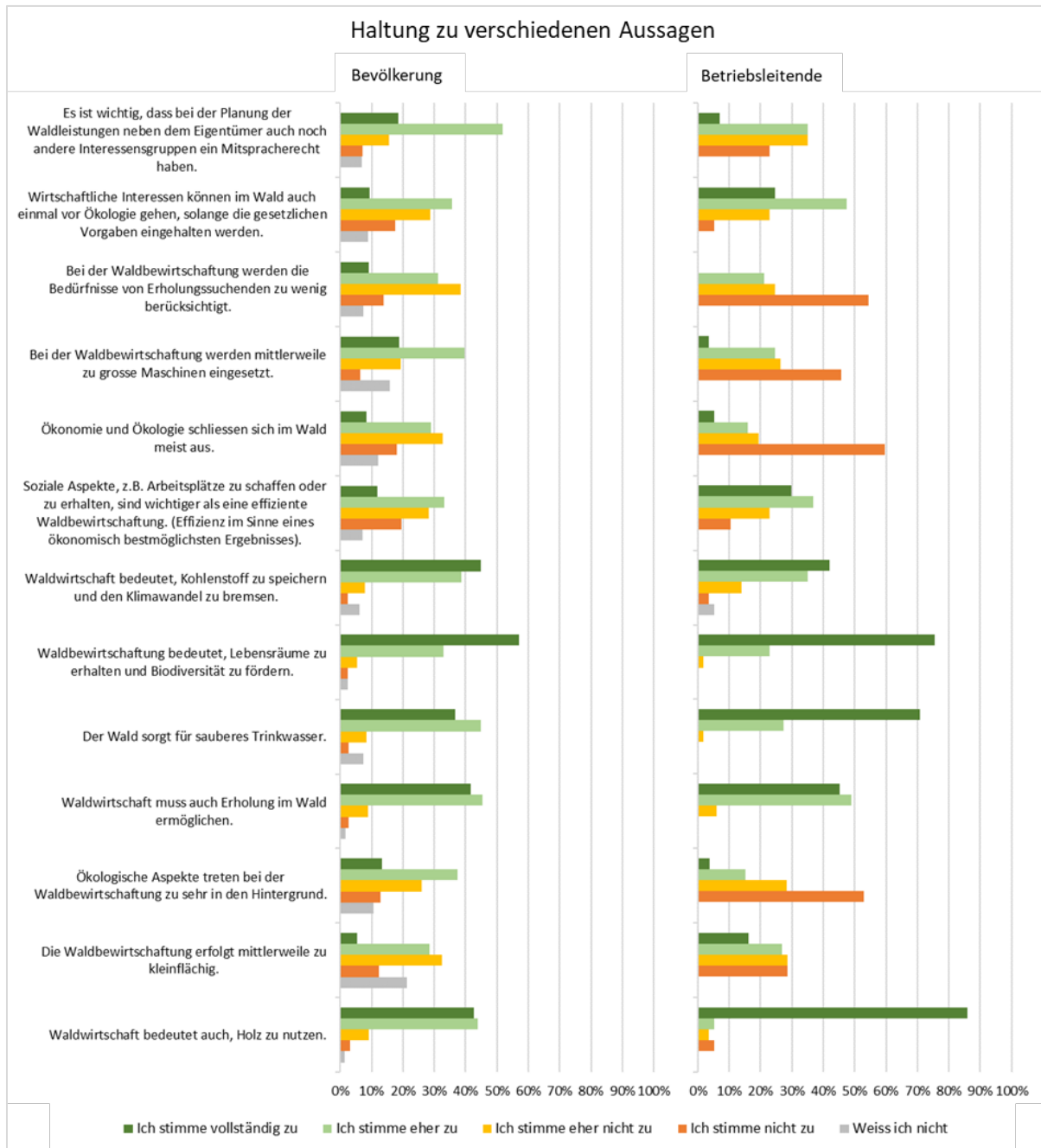


Abbildung 5: Vergleich der Haltung von Bevölkerung und Betriebsleitenden zu verschiedenen Aussagen rund um die Schweizer Waldbewirtschaftung

2.2.6 Ergebnisse der Umfrage – Choice-Experiment (Zahlungsbereitschaften)

Die Auswertung des Choice-Experiments (Müller et al. 2020⁶, Tabelle 5) zeigt, dass es markante Unterschiede gibt, insbesondere hinsichtlich der Bedeutung der verschiedenen Wald-ES. Die Grösse der Stichprobe bei der Bevölkerungsbefragung erlaubt einen Vergleich zwischen den verschiedenen Teilstichproben. Auch wenn es keine grossen Unterschiede bezüglich der Zahlungsbereitschaften (WTP) in den verschiedenen Wohnregionen gibt, müssen die Unterschiede zwischen den geografischen Gebieten, in dieser Studie die Schweizer Forstzonen, berücksichtigt werden. Diese Unterschiede sind darauf zurückzuführen, dass die Anforderungen an den Wald unterschiedlich sind. So ist z.B. in Berggebieten der Schutz vor Naturgefahren von grosser Bedeutung, während in flacheren Gebieten die Holzproduktion wichtiger ist. Vor dem Hintergrund vielfältiger natürlicher Gegebenheiten und heterogener Präferenzen der Bevölkerung wurde analysiert, inwieweit Angebot und Nachfrage nach Ökosystemdienstleistungen aufeinander abgestimmt werden können. Dazu wurden die Präferenzen der Betriebsleitenden und der Bevölkerung ermittelt und miteinander verglichen. Auf Angebotsseite (Forstbetriebsleitenden) wurden keine Zahlungsbereitschaften, sondern Akzeptanzbereitschaften (WTA) ermittelt. Diese zeigen, welcher Betrag für die Betriebsleitenden notwendig wäre, um eine gewünschte Veränderung zu ermöglichen bzw. zu akzeptieren.

Betrachtet man die Attributlevel mit den höchsten WTP wird deutlich, dass die Bevölkerung tendenziell Wälder mit einer ausgewogenen Mischung aus Nadel- und Laubbäumen bevorzugt. Darüber hinaus gibt es eine deutliche Präferenz für Dauerwälder gegenüber der Bewirtschaftung in Altersklassenwäldern. Ausserdem sollten grössere Holzschläge vermieden werden, auch wenn sie Teil einer natürlichen Waldentwicklung wären.

⁶ Dieser Artikel wurde im Rahmen des Projektes erstellt und befindet sich in vollständiger Fassung im Anhang (Kapitel 5.2)

Tabelle 5: Zahlungsbereitschaft der Schweizer Bevölkerung für Veränderungen in der Waldbewirtschaftung, gemäss Forstzonen und Wohnregionen (CHF/Haushalt)

Attribut	von Ausgangssituation		zu Veränderung	Gesamt	Jura	Mittel- land	Vor- alpen	Alpen	Stadt	Agglo- meration	Land
Programmausrichtung	P0	kein Programm	P1 Erholung	40.17	23.85	41.8	61.75	46.44	33.25	53.33	37.5
			P2 Habitat	40.64	24.51	41.84	53.98	49.87	38.76	51.38	33.61
Baumarten	B1	Nadelholz (> 70%)	B2 Laubholz (> 70%)	10.74	4.94	13.38	12.59	1.33	13.74	8.39	10.14
			B3 ausgeglichen	31.86	34.51	33.36	30.35	16.35	29.15	31.09	34.31
	B2	Laubholz (> 70%)	B1 Nadelholz (> 70%)	-10.74	-4.94	-13.38	-12.59	-1.33	-13.74	-8.39	-10.14
			B3 ausgeglichen	21.12	29.57	19.98	17.76	15.02	15.41	22.7	24.17
	B3	ausgeglichen	B1 Nadelholz (> 70%)	-31.86	-34.51	-33.36	-30.35	-16.35	-29.15	-31.09	-34.31
			B2 Laubholz (> 70%)	-21.12	-29.57	-19.98	-17.76	-15.02	-15.41	-22.7	-24.17
Waldstrukturen	S1	Dauerwald	S2 Mischung	-22.53	-16.45	-21.89	-26.6	-29.05	-18.53	-23.51	-24.57
			S3 Schlagwald	-55.82	-37.54	-56.99	-64.5	-70.24	-47.53	-58.45	-60.1
	S2	Mischung	S1 Dauerwald	22.53	16.45	21.89	26.6	29.05	18.53	23.51	24.57
			S3 Schlagwald	-33.29	-21.09	-35.1	-37.9	-41.19	-29	-34.94	-35.53
	S3	Schlagwald	S1 Dauerwald	55.82	37.54	56.99	64.5	70.24	47.53	58.45	60.1
			S2 Mischung	33.29	21.09	35.1	37.9	41.19	29	34.94	35.53
Holznutzung	H1	unsichtbar	H2 kleinflächig	-5.25	-5.2	-6.74	-4.72	2.57	-6.37	-3.2	-5.87
			H3 flächig	-51.13	-47.02	-54.24	-45.51	-39.16	-50.03	-52.09	-50.65
	H2	kleinflächig	H1 unsichtbar	5.25	5.2	6.74	4.72	-2.57	6.37	3.2	5.87
			H3 flächig	-45.88	-41.82	-47.5	-40.79	-41.73	-43.66	-48.89	-44.78
	H3	flächig	H1 unsichtbar	51.13	47.02	54.24	45.51	39.16	50.03	52.09	50.65
			H2 kleinflächig	45.88	41.82	47.5	40.79	41.73	43.66	48.89	44.78
Fläche mit zusätzlichen Maßnahmen	F1	Fläche +5%	F2 Fläche +10%	4.03	5.88	6.2	0.89	3.84	10.55	1.88	-0.54
			F3 Fläche +20%	-3.74	-9.44	-0.07	-13.55	2.13	4.78	1.94	7.11
	F2	Fläche +10%	F1 Fläche +5%	-4.03	-5.88	-6.2	-0.89	-3.84	-10.55	-1.88	0.54
			F3 Fläche +20%	-7.77	-15.32	-6.27	-14.44	-1.71	-5.77	0.06	7.65
	F3	Fläche +20%	F1 Fläche +5%	3.74	9.44	0.07	13.55	-2.13	-4.78	-1.94	-7.11
			F2 Fläche +10%	7.77	15.32	6.27	14.44	1.71	5.77	-0.06	-7.65

Negative WTP-Werte bedeuten, dass die Haushalte nicht bereit wären, für eine solche Änderung zu zahlen, sondern für die Annahme dieser Änderung entschädigt werden müssten. Andererseits weisen negative WTA-Werte von Betriebsleitenden darauf hin, dass sie diese Veränderung auch ohne zusätzliche Zahlungen realisieren würden, z.B. weil sie ihren Präferenzen bzw. Betriebszielen entsprechen würde. Tabelle 6 zeigt und beschreibt diese Kombinationen.

Tabelle 6: Kombination von positiven und negativen WTP und WTA

Haushalte WTP	Betriebsleitende WTA	Beschreibung
+	+	Die Haushalte sind bereit, für eine Veränderung zu zahlen, und die Betriebsleitenden bräuchten eine Entschädigung.
-	+	Haushalte und Betriebsleitende bräuchten eine Entschädigung
+	-	Die Haushalte sind bereit für eine Veränderung zu zahlen, aber die Betriebsleitenden bräuchten keine Entschädigung.
-	-	Die Haushalte bräuchten eine Entschädigung, die Betriebsleitenden nicht.

Zahlungsbereitschaften der Bevölkerung nach Forstzonen

Wie bereits beschrieben wurde vermutet, dass es zwischen den Forstzonen deutliche Unterschiede bei den Ansprüchen der Bevölkerung an die Waldbewirtschaftung gibt. Die Auswertung des CE hat jedoch gezeigt, dass die Präferenzen sehr ähnlich sind. In allen Forstzonen werden Mischwälder bevorzugt. Einzige Ausnahme bilden die Alpen – dort ist diese Präferenz nicht signifikant, was durch die naturgegebene Dominanz der Nadelwälder erklärt werden kann. Des Weiteren bevorzugt die Bevölkerung Dauerwälder mit nicht sichtbarer Holznutzung. In Bezug auf die Fläche mit besonderen Massnahmen für Erholung oder Habitataufwertung gibt es keine signifikanten Präferenzen innerhalb der Forstzonen, ausser einer Zunahme um 10% der Fläche im Mittelland.

Zahlungsbereitschaften der Bevölkerung nach Wohnregionen

Die Annahmen, dass die Wohnregionen einen signifikanten Einfluss auf verschiedene Präferenzen in Bezug auf die Waldbewirtschaftung hat, konnte durch das CE nur teilweise bestätigt werden. Wie schon bei den Forstzonen werden auch in allen Wohnregionen Mischwälder mit wenig bzw. nicht sichtbaren Eingriffen bevorzugt. Der einzige signifikante Unterschied, der gefunden werden konnte ist, dass die Stadtbevölkerung eine Vergrösserung der Fläche mit besonderen Massnahmen für Erholung oder Habitataufwertung um 10% präferiert, während in Ballungsräumen und ländlichen Gebieten keine signifikanten Präferenzen in Bezug auf dieses Attribut festgestellt werden konnte.

Die Waldbewirtschaftung in stadtnähe kann einen anderen Schwerpunkt haben als in ländlichen Gebieten, da mehr Menschen den Wald besuchen und der Druck auf die Waldbesitzer, eine "besucherfreundliche" Waldbewirtschaftung durchzuführen, entsprechend hoch ist. Weiterhin liegt die Vermutung nahe, dass Menschen, die in Städten leben, manchmal weniger über Waldfragen informiert und daher auch nicht so vertraut mit verwandten Themen sind. Folglich könnten sie aufgrund eines geringeren Bewusstseinsgrades andere Präferenzen haben, die nicht durch das CE abgedeckt wurden. Nach der Selbsteinschätzung der Befragten scheint es jedoch keinen grossen Unterschied im Informationsempfinden zwischen den verschiedenen Siedlungsgebieten zu geben.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der Befragung und des CE recht homogene Präferenzen über Forstzonen und Wohnregionen hinweg. Dies steht im Gegensatz zu der Erwartung, dass sich die Präferenzen der Menschen in Abhängigkeit von den räumlichen und gesellschaftlichen Besonderheiten unterscheiden würden. Interessanterweise unterschieden sich auch die Präferenzen für die Programmausrichtung nicht wesentlich: Die Befragten in allen Siedlungsgebieten und Forstzonen bevorzugten beide vorgeschlagenen Programme (ohne signifikanten Einfluss der Programmausrichtung) im Vergleich zur Nicht-Option. Dies steht jedoch im Gegensatz zu den Forstbetriebsleitern, die eine signifikante Präferenz für den Status quo zeigten.

Zahlungsbereitschaften im Kontext anderer Studien

Der Vergleich der Ergebnisse des CE mit anderen Studien zeigt, dass die Schätzungen der Zahlungsbereitschaften in einem ähnlichen Bereich liegen, wenn auch am unteren Ende der weitgehend stark streuenden Werte für Erholungsleistungen und Habitataufwertung (Elsasser und Meyerhoff 2007; Elsasser et al. 2016; Müller et al. 2019). In einer kürzlich zusammengestellten Datenbasis mit mehr als 20 Studien zum Biodiversitätsschutz liegen die meisten WTP-Schätzungen zwischen 100 und 800 CHF/ha/Jahr pro Jahr (Müller et al. 2019). Obwohl viele dieser Studien

ähnliche stated preference Techniken, wie Contingent Valuation oder Choice Experimente anwenden, variieren die Ergebnisse von 6 CHF/Person/Jahr (Elsasser und Meyerhoff 2007) bis zu über 1700 CHF/Besucher/Jahr (Ott und Baur 2005). Diese Streuung zeigt, dass die Ergebnisse von WTP-Studien stark kontext- und methodenabhängig sind, was den Vergleich mit und die Übertragung auf andere Studienkontexte erschwert (vgl. dazu auch Kapitel 0).

2.2.7 Zahlungsbereitschaften als Input für das Bewertungsmodell

Für den Input in das Bewertungsmodell wurden die Zahlungsbereitschaften pro Haushalt (Tabelle 5) in Zahlungsbereitschaften pro ha umgerechnet. Dazu wurden die Waldflächen und die Anzahl der Haushalte pro Forstzone verwendet (Tabelle 7). Auch wenn es, wie bereits beschrieben zwischen den Forstzonen kaum signifikante Unterschiede bei den Zahlungsbereitschaften gibt, wird diese Trennung im Modell aus politischen Gründen vorgenommen. Auf eine weitere Unterscheidung nach Wohnregionen wird hingegen verzichtet. Dies teilweise auch technisch bedingt, da eine Umrechnung der Zahlungsbereitschaften pro Haushalt auf pro ha sehr spekulativ wäre und nicht bekannt ist, auf welche Wälder sich die Antworten der Bevölkerung beziehen. So ist es beispielsweise wahrscheinlich, dass die Stadtbevölkerung sich zu einem grossen Teil in Wälder der Agglomeration oder auf dem Land aufhalten.

Tabelle 7: Grundlagen zur Umrechnung der WTP

	Jura	Mittelland	Voralpen	Alpen	Gesamt (ohne Alpensüdseite)
Bevölkerung	1'680'000	4'360'000	1'240'000	690'000	7'970'000
Haushalte*	750'000	1'895'652	539'130	300'000	3'484'783
Waldfläche (ha)	231'000	228'000	238'000	398'000	1'095'000
Umrechnungsfaktor** (Haushalte/ha)	3.2	8.3	2.3	0.8	3.2
* Annahme: CH -> 8,5 Mio. Einwohner und 3,8 Mio. Haushalte -> ca. 2,24 Personen pro Haushalt					
** von CHF/Haushalt/Jahr auf CHF/ha/Jahr \rightarrow x Haushalte/ha					

2.3 Bestehende Bewertungsergebnisse als Input für das Bewertungsmodell (Toolbox)

Die ursprüngliche Modellkonzeption beruhte auf der Idee, aus bestehenden Bewertungsstudien eine Toolbox aufzubauen, aus der an die jeweilige Bewertungssituation angepasst, die entsprechenden Ergebnisse mittels Benefit-Transfer in die Bewertung einfließen. Dieses Kapitel beschreibt die dazu erarbeitete Datenbank und zieht ein Fazit über die Eignung dieses Ansatzes.

Beim Benefit Transfer (BT) werden Erkenntnisse aus bestehenden Studien (Primärstudien) auf neue, vergleichbare Situationen übertragen (Sekundärstudien) – vorausgesetzt, der zu bewertende Sachverhalt ist vergleichbar mit der Primärstudie (Schröter-Schlaack et al. 2016). Am leichtesten durchzuführen ist dabei die Einheitsübertragung, da hierbei Werte 1:1 von einer Studie auf eine andere Bewertungssituation übertragen werden (Navrud 2001). Eine andere, häufig angewendete Methode ist die Übertragung der Leistungsfunktion. Dies ist der Übertragung von Ergebnissen vorzuziehen, da letztendlich mehr Informationen übertragen werden können (ebd.).

Als möglichen Input in das Bewertungsmodell wurden Bewertungsergebnisse von Primärstudien in einer Datenbank zusammengefasst. Dabei wurden die Waldleistungen Biodiversität (Habitat), Kohlenstoffspeicherung, Erholung, Schutz vor Naturgefahren und Trinkwasser analysiert (Abbildung 6). Für die Funktionen Nicht-Holz-Waldprodukte und Holzproduktion war dies nicht nötig, da es sich um marktfähige Güter handelt, deren Wert über deren Marktpreis ermittelt werden kann.

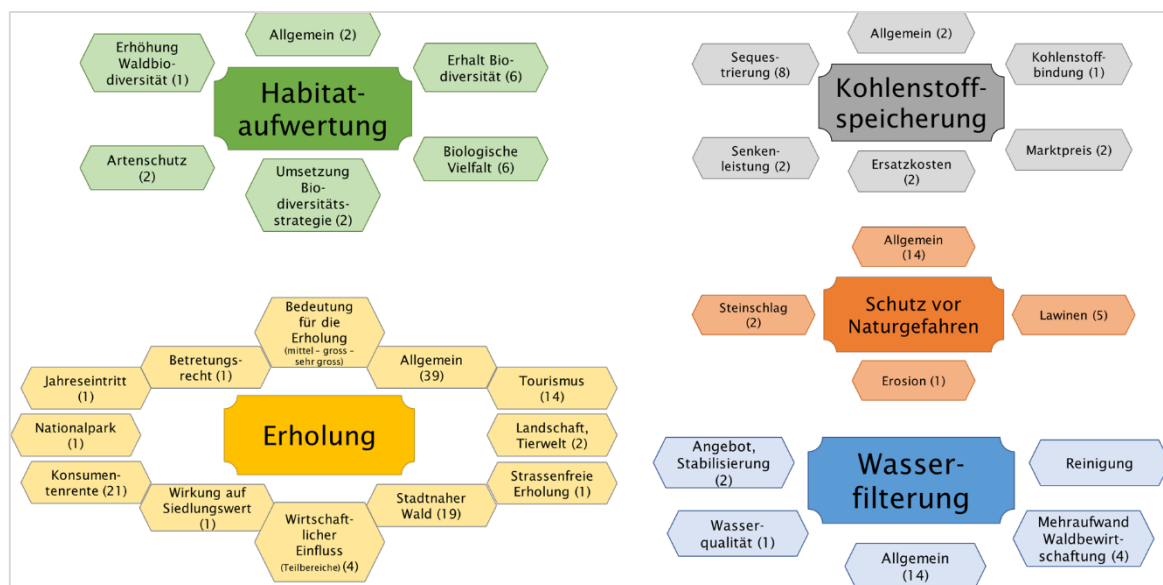


Abbildung 6: Bewertete Bestandteile von Waldfunktionen. In Klammern angegeben ist die Anzahl der in der Literatur gefundenen Werte

Die Auswertung der existierenden Bewertungsergebnisse (Müller et al. 2019 ⁷) zeigt eine grosse Streuung des ökonomischen Wertes verschiedener Waldleistungen (Abbildung 7).

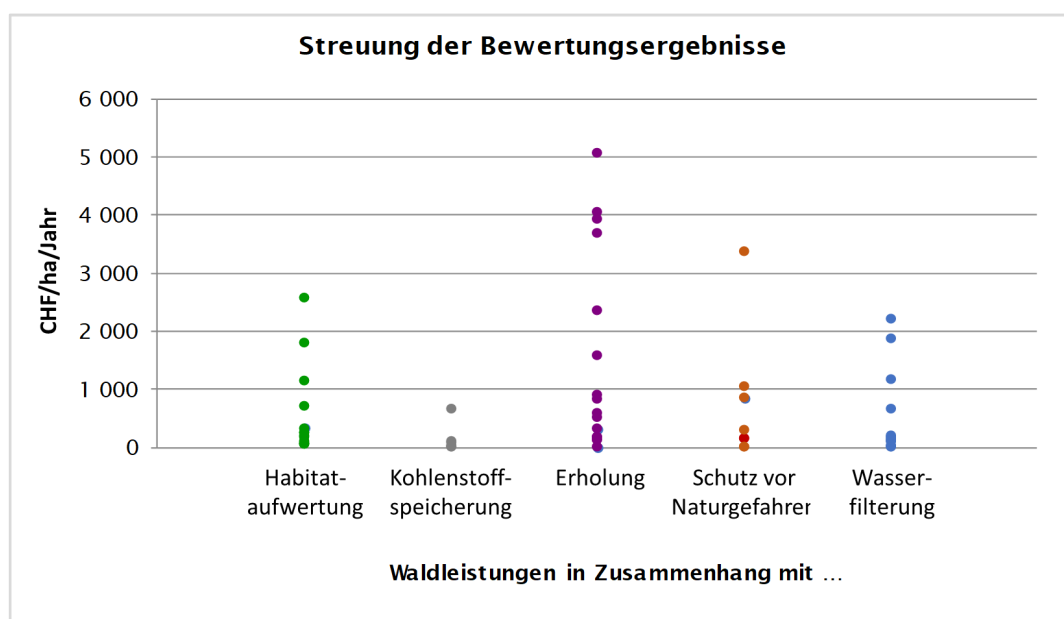


Abbildung 7: Streuung der in Ergebnisse der Bewertungsstudien⁸

Diese hohe Streuung schränkt die Aussagekraft der Berechnung von Durchschnittswerten ein. Selbst wenn überdurchschnittlich hohe oder niedrige Werte ignoriert werden, sind Mittelwerte, die auf den verbleibenden Daten basieren, immer noch schwer zu interpretieren. Das bedeutet nicht, dass bestehende Bewertungen ungeeignet sind. Es weist nur darauf hin, dass die Bewertung sehr kontextspezifisch ist, so dass es schwierig ist die Ergebnisse bestehender Studien auf andere Bewertungsfälle zu übertragen.

Habitataufwertung (Biodiversitätsförderung und -erhaltung)

Bei den in der Datenbank enthaltenen Studien lag der Schwerpunkt auf der Bewertung der Erhaltung der Biodiversität und der Förderung von Lebensräumen. Der niedrigste Wert lag bei 48 CHF/ha, der höchste bei 7435 CHF/ha und der Mittelwert bei 1113 CHF/ha. Da die Werte eine grosse Streuung und einige Ausreisser zeigen, ist der Mittelwert wenig aussagekräftig. Die meisten Werte der in der Datenbank berücksichtigten Studien bewegten sich zwischen 100-800 CHF/ha/Jahr. Es gab mehrere Werte oberhalb dieser Range, insbesondere im Hinblick auf die Erhaltung der Biodiversität. Zwei davon lagen bei etwa 9.000 CHF/ha/Jahr; sie bezogen sich auf sehr spezifische Fälle: selten besuchte abgelegene Wälder im Vereinigten Königreich (UK) und ein Schutzprogramm in den Vereinigten Staaten.

⁷ Dieser Artikel wurde im Rahmen des Projektes erstellt und befindet sich in vollständiger Fassung im Anhang (Kapitel 5.1)

⁸ Werte über 6000CHF/ha/Jahr werden aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht dargestellt. Bei Erholungsleistungen wurden Studien mit Ergebnissen pro Haushalt oder pro Besuch in der Abbildung nicht berücksichtigt.

Kohlenstoffspeicherung

Der Schwerpunkt der in der Datenbank enthaltenen Studien liegt auf gemässigten Mischwäldern und wurde zum Vergleich auf boreale Wälder ausgedehnt. Die meisten Werte wurden durch Schätzungen auf der Grundlage von Marktpreisen abgeleitet. Insbesondere bei der Speicherung zeigt die Verteilung der Werte eine grosse Bandbreite zwischen 16 CHF/ha/Jahr (Kanada) und 658 CHF/ha/Jahr (Frankreich). Darüber hinaus enthält die Datenbank einen Ausreisser von etwa 9.500 CHF/ha/Jahr, der in der weiteren Analyse nicht berücksichtigt wurde. Dieser Wert wird für das Jahr 2050 prognostiziert und ist der Mittelwert einer geschätzten Unter- und Obergrenze. Die niedrigen Werte pro Hektar im Vergleich zu anderen Wald-ES zeigen, dass diese Dienstleistung derzeit entweder wirtschaftlich weniger attraktiv ist als oft angenommen oder möglicherweise nicht umfassend bewertet wird.

Erholung

Die Studien zur Bewertung von Erholungsleistungen liefern, im Vergleich zu anderen Waldleistungen eine deutlich grössere Streuung der Bewertungsergebnisse. Aufgrund des Mangels an notwendigen Sekundärinformationen war es nicht möglich, alle gefundenen Werte in eine gemeinsame Dimension umzurechnen. Daher werden die Werte in Tabelle 8 getrennt nach den Kategorien ausgewiesen: CHF/Person/Jahr, CHF/ha/Jahr und CHF/Besuch.

Tabelle 8: Streuung der Bewertungsergebnisse von Erholungsleistungen

Einheit	Min	Max	Mittelwert	Standard-abweichung	Variations-koeffizient
CHF/Person/Jahr	6	1786	243	404	1.7
CHF/ha/Jahr	2	5073	1307	1611	1.2
CHF/Besuch	1	3584	301	1953	3.2

Schutz vor Naturgefahren

Gemäss der Datenbank weisen die Werte für den Schutz vor Naturgefahren eine noch grössere Streuung auf (21-37'000 CHF/ha/Jahr) als die der anderen Waldleistungen. Dies liegt daran, dass der Schutz vor Umweltgefahren, ähnlich wie bei den Dienstleistungen im Freizeitbereich, in der Regel auf lokaler Ebene wirkt und von einer spezifischen Situation (z.B. dem Schadenspotential) abhängt. Bei der Bewertung solcher Dienstleistungen sind mehrere Aspekte zu beachten. Erstens ist die Bevölkerung oft sehr gut über die Schutzfunktion des Waldes informiert und sensibilisiert (Hunziker et al. 2012; Olschewski et al. 2012), was für die Zuverlässigkeit der Umfrageantworten wichtig ist, da es wahrscheinlicher ist, dass das Bewertungsthema gut verstanden wird. Zweitens ist das oft verwendete Szenario "ohne Wald" nicht realistisch. Im Falle einer Zerstörung von Wäldern wären die Behörden per Gesetz verpflichtet, den Schutz durch andere Massnahmen zu gewährleisten. Zudem wären bei einem nicht mehr vorhandenem Wald langfristig auch andere biophysikalische Funktionen betroffen, z.B. würden sich die Bodenverhältnisse ändern (wie Erosion oder Bodenrauhigkeit). Drittens sollte die zukünftige Entwicklung in Betracht gezogen werden, z.B. die Möglichkeit häufiger auftretender Naturgefahren aufgrund des Klimawandels, die den Wert von Schutzwäldern verändern könnten. Angesichts dieser Überlegungen ist es plausibel, dass die für

den Schutz vor Naturgefahren angegebenen Werte im Vergleich zu den Werten anderer ES tendenziell hoch sind.

Wasserfilter

Wälder können einen positiven Einfluss auf die Grundwasserqualität haben (Calder et al. 2007). In der Schweiz wird mehr als 80% des Trinkwassers direkt aus dem Grundwasser gewonnen (Meylan 2003; BAFU 2008). Die Bewertungsergebnisse zeigten eine grosse Bandbreite von 25-2227 CHF/ha/Jahr, wobei die meisten Werte zwischen 25 CHF/ha/Jahr und 211 CHF/ha/Jahr liegen. Alle analysierten Studien sind preisbasiert. Die Werte in der Datenbank stammen aus einer kleinen Anzahl von Bewertungsstudien und beschreiben Bündel von Massnahmen zur Verbesserung oder Sicherung der Grundwasserqualität. Darüber hinaus resultieren die meisten Werte aus vertraglichen Vereinbarungen, die Kompensationen für verschiedene Aktionen definieren, z.B. die Begrenzung des Pestizideinsatzes. Das Hauptproblem bei diesen Datenbankeinträgen ist die oft starke Korrelation zwischen ihnen, da einige Massnahmenbündel beschrieben werden, die zwar miteinander verknüpft sind, aber einzeln bewertet werden. Die im Allgemeinen eher niedrigen Werte für die Bereitstellung von sauberem Trinkwasser können auch durch die meist hohe verfügbare Menge an sauberem Wasser beeinflusst werden, was zu einer geringen Zahlungsbereitschaft führt. Aussergewöhnlich hohe Zahlungen könnten durch ihren vermeintlich positiven Einfluss auf das öffentliche Image eines Unternehmens oder einer Organisation motiviert sein.

Fazit

Die ursprüngliche Idee, bestehende Bewertungsstudien mittels Benefit-Transfer in das Modell zu integrieren, musste verworfen werden, da die Auswertung der Datenbank zeigte, dass die Bewertungsergebnisse je nach Waldleistung aber auch innerhalb der verschiedenen Waldleistungen stark variieren. Diese hohe Streuung schränkt die Aussagekraft der Berechnung von Durchschnittswerten ein. Selbst wenn überdurchschnittlich hohe oder niedrige Werte ignoriert werden, sind Mittelwerte, die auf den verbleibenden Daten basieren, immer noch schwer zu interpretieren. Das bedeutet nicht, dass bestehende Bewertungen generell nicht belastbar sind. Es weist nur darauf hin, dass die Bewertung im Regelfall kontextspezifisch ist, so dass es schwierig ist, die Ergebnisse bestehender Studien auf andere Bewertungsfälle zu übertragen

3. Fallstudien

Das entwickelte Bewertungsmodell wurde im Rahmen von Fallstudien mit realen Betriebsdaten getestet. Dazu wurden zwei Forstbetriebe im Mittelland⁹ ausgewählt. Die Durchführung erfolgte in mehreren Schritten (Abbildung 8):

1. Input für die waldbauliche Modellierung (jeweils nach Bestand): Daten wurden von den Betrieben via E-Mail geliefert
2. Definition der waldbaulichen Strategie: Daten wurden von den Betrieben via E-Mail geliefert
3. Waldbauliche Simulation: an der HAFL durchgeführt
4. Erfassung von Kosten- und Erlösen, aufgeschlüsselt nach Vorrangfunktionen: Erfassung vor Ort im Betrieb
5. Definition verschiedener Simulationsszenarien: Erfassung vor Ort im Betrieb
6. Berechnung der Kapitalwerte: Durchführung im Betrieb

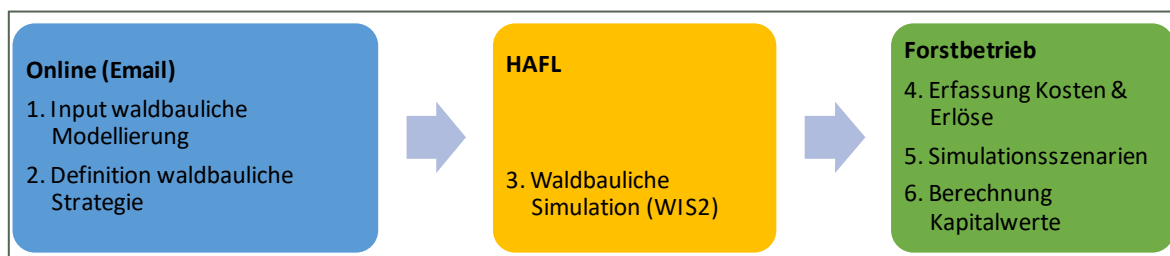


Abbildung 8: Örtliche Aufteilung der Phasen des Bewertungsmodells

3.1 Hintergrundinformationen zu den beiden Forstbetrieben

Forstbetrieb A, ein öffentlicher Betrieb bewirtschaftet rund 3'600ha eigene Waldflächen, die sich auf 12 Waldgebiete aufteilen. Zusätzlich werden 350ha Wald anderer Waldbesitzer betreut. Der Fokus liegt auf der Holzproduktion (30'000m³/Jahr), wobei bedingt durch die stadtnahe Lage der Erholungsdruck auf die meisten Wälder des Betriebs sehr gross ist, im Einzugsgebiet befinden sich etwa 150'000 Haushalte. Deshalb wurden einige Wälder als Erholungswald ausgeschieden und es werden insgesamt 235km Wanderwege unterhalten. Um mögliche Unterschiede zwischen Stadt und Agglomeration besser darstellen zu können, wurden bei der Modellberechnung von Forstbetrieb A nur die stadtnahen Wälder berücksichtigt, woraus sich eine Gesamtfläche von 2'304ha ergibt.

Auch wenn es Vorrangfunktionen gibt muss beachtet werden, dass die Wälder im Sinne der Multifunktionalität bewirtschaftet werden. Bei Habitataufwertungen und in Schutzwäldern richtet sich die Bewirtschaftung nach den jeweils herrschenden Ansprüchen und getroffenen Vereinbarungen. Bei Holzproduktions- und Erholungswäldern gelten nachfolgende Grundsätze¹⁰:

⁹ Geplant waren ursprünglich auch Fallstudien in anderen Forstzonen. Dies war aufgrund der schlechten bestandesweisen Datenlage der Betriebe jedoch nicht möglich.

¹⁰ Quelle: Homepage des Forstbetriebs, dem Betrieb wurde Anonymität zugesagt, deshalb erfolgt hier keine genauere Quellenangabe

Holzproduktion:

- Auf der gesamten Fläche wird standortgerechter und nachhaltiger Waldbau betrieben.
- Die angestrebte Baumartenverteilung entfällt je hälftig auf Nadel- und Laubholz (wobei dies nicht in jedem Waldbestand einzeln erfüllt sein muss, sondern in der Summe über den gesamten Betrieb gesehen gilt).
- Die Mehrheit der Bestände wird bei einem Zieldurchmesser von 50-60 cm BHD geerntet und verjüngt.
- Qualitätsholzbestände werden auch über den Zieldurchmesser von 50cm BHD hinaus belassen.
- Wo möglich, wird mit Naturverjüngung gearbeitet
- Es wird konsequent von fest angelegten Rückegassen aus gearbeitet, um flächiges Befahren der Böden zu vermeiden.
- Es werden klimataugliche Baumarten eingesetzt.

Erholung:

- Die Sicherheit der Waldbesucher hat oberste Priorität
- Die Wälder werden auf Stabilität bewirtschaftet
- Wo möglich, wird mit Naturverjüngung gearbeitet
- Es wird konsequent von fest angelegten Rückegassen aus gearbeitet, um flächiges Befahren der Böden zu vermeiden
- Es werden klimataugliche Baumarten eingesetzt

Forstbetrieb B ist ebenfalls ein öffentlicher Forstbetrieb, der rund 1'600ha Wald bewirtschaftet, welche in sieben Gemeinden und zwei Kantonen¹¹ liegen. Offiziell gibt es drei Eigentümer, bei der Betriebsführung werden Eigentumsgrenzen jedoch nicht berücksichtigt. Der Vorrat beträgt durchschnittlich 320m³/ha und der Zuwachs 13m³/ha/Jahr bei etwa 77% Nadelholz. Der Hiebsatz liegt bei 17'000m³ pro Jahr. Die Wälder werden von den Einwohnern der umliegenden Gemeinden intensiv zur Erholung genutzt, im Einzugsgebiet befinden sich 12'354 Haushalte. Um deren Bedürfnissen gerecht zu werden befinden sich in den Wäldern verschiedene Vita-Parcours, zwei Lauftrails, ein Themenweg, zahlreiche wanderrouen, sowie mehrere Rastplätze mit Feuerstellen.

Die Wälder werden wie auch bei Forstbetrieb A im Sinne der Multifunktionalität bewirtschaftet, die bei Betrieb A beschriebenen Grundsätze gelten auch für Betrieb B. Zudem hat Forstbetrieb B ein Naturschutzkonzept mit Naturvorrangflächen von 187ha, wobei es auf 43ha einen vollständigen Nutzungsverzicht gibt.

¹¹ Aufgrund der Datenverfügbarkeit wurden nur die Waldflächen in einem Kanton berücksichtigt, insgesamt 1'587ha.

3.2 Dateninput und Berechnungsszenarien

Das Bewertungsmodell wurde in den beiden Forstbetrieben A und B getestet. Grundlage bilden verschiedene betriebsspezifische Parameter (Tabelle 9). Zur Berücksichtigung der waldbaulichen Strategien werden für alle berücksichtigten Vorrangfunktionen Bestockungsziele und Umtriebszeiten für die Baumarten Fichte, Tanne, Föhre, Lärche, Douglasie, übriges Nadelholz, Buche, Eiche, Esche, Ahorn, sowie übriges Nadel- bzw. Laubholz erfasst (Tabelle 10). Für beide Betriebe wurden die gleichen Szenarien berechnet (Tabelle 11).

Tabelle 9: Dateninput Bewertungsmodell

Berechnungsparameter				
Parameter	Einheit	Erklärung	Betrieb A	Betrieb B
Forstzone	-	drop down-Auswahl zwischen den Forstzonen Jura, Mittelland, Voralpen und Alpen	Mittelland	Mittelland
Zeitraum Kapitalwertberechnung	Jahre		100	100
Zinsfuss	%		2	2
Holzproduktion				
Holzerntekosten (inklusive Vortransport)	CHF/Fm		32	48
Holzerlöse	CHF/Fm		70	80.5
Pflanzungskosten und Pflegekosten				
Beiträge Pflanzung	CHF/beh. ha	Abkürzungen: beh. ha: behandelte Fläche in ha haVfkt: Fläche der entsprechenden Vorrangfunktion in ha	1200	2889
Beiträge Pflege	CHF/beh. ha		1000	1829
Kosten Verwaltung	CHF/haVfkt/J		122	186
Kosten Strassenunterhalt	CHF/haVfkt/J		37	76.9
Sonstige Erlöse und Beiträge	CHF/haVfkt/J		12	0

Erholung				
Aktuelle Strukturen	-	drop down-Auswahl zwischen Schlagwald, Dauerwald und einer Mischung aus beidem (entspricht den Attributleveln des Attributs «Waldstruktur»)	Schlagwald	Schlagwald
Neue Strukturen	-		Mischung	Mischung
Aktuelle Holznutzungsform	-	drop down-Auswahl zwischen flächig, kleinflächig und unsichtbar (entspricht den Attributleveln des Attributs «Holznutzung»)	flächig	flächig
Neue Holznutzungsform	-		kleinflächig	kleinflächig
Zuschlag auf Holzerntekosten	CHF/Fm		18	10
Zuschlag auf Verwaltungskosten	CHF/haVfkt/J		28	14
Zuschlag auf Strassenunterhaltungskosten	CHF/haVfkt/J		13	24
Kosten Erholungseinrichtungen	CHF/haVfkt/J		40	26
Habitataufwertung (WTP)				
Aktuelle Strukturen	-	drop down down-Auswahl zwischen Schlagwald, Dauerwald und einer Mischung aus beidem (entspricht den Attributleveln des Attributs «Waldstruktur»)	Mischung	Schlagwald
Neue Strukturen	-		Dauerwald	Mischung
Aktuelle Holznutzungsform	-	drop down-Auswahl zwischen flächig, kleinflächig und unsichtbar (entspricht den Attributleveln des Attributs «Holznutzung»)	kleinflächig	flächig
Neue Holznutzungsform	-		unsichtbar	kleinflächig
Anteil Holz liegen gelassen	%		13	15
Kosten für Holz fällen und liegend lassen	CHF/Fm		17	35

Kosten für entrinden (nur für Fichte)	CHF/Fm		5	9
Zuschlag auf Holzerntekosten	CHF/Fm		2.5	10
Habitat, Naturwaldreservat				
Beiträge für Naturwaldreservat	CHF/haVfkt/J		75	144
Verwaltungskosten für Naturwaldreservat	CHF/haVfkt/J		80	3
Habitat, Sonderwaldreservat				
Anteil Holz liegengelassen	%		20	20
Holz liegengelassen: Kosten für Fällen	CHF/Fm		17	17
Holz liegengelassen: Kosten für entrinden (nur für Fichte)	CHF/Fm		0	0
Zuschlag auf Holzerntekosten	CHF/Fm		5	5
Zuschlag auf Verwaltungskosten	CHF/haVfkt/J		20	20
Zusatzkosten für spezielle Massnahmen	CHF/haVfkt/J		1	1
Beiträge für Sonderwaldreservat	CHF/haVfkt/J		30	30
Kohlenstoffspeicherung				
Zuschlag auf Verwaltungskosten	CHF/haVfkt/J		84	5
Verkaufserlöse Kohlenstoffspeicherung (z.B. durch Zertifikate, Projekte)	CHF/haVfkt/J		150	18
Schutzwald				
Nutzungsmenge (inkl. liegengelassenes Holz)	Fm/haVfkt		10	9.4
Wiederkehrperiode	Jahre		20	1

Anteil Holz liegengelassen	%		0.08	0%
Holz liegengelassen: Kosten für Fällen, evtl. Entasten	CHF/Fm		25	25
Holz liegengelassen: Kosten für entrinden (nur für Fichte)	CHF/Fm		10	10
Holzerntekosten (inklusive Vortransport)	CHF/Fm		40	99
Holzerlöse	CHF/Fm		60	65
Beiträge (Schutzwaldpflege, Strassenunterhalt, ...)	CHF/haVfkt/J		669	669
Kosten Verwaltung	CHF/haVfkt/J		122	194
Kosten Strassenunterhalt	CHF/haVfkt/J		45	139
Sonstige Kosten (z.B. Pflanzung)	CHF/haVfkt/J		147	147
Sonstige Erlöse	CHF/haVfkt/J		47	47

Tabelle 10: Definition Waldbaustrategie: Umtriebszeiten und Bestockungsziele der beiden Forstbetriebe

Definition Waldbaustrategien auf Betriebsebene Forstbetrieb A

Vorrangfunktionen mit Holznutzung		Baumart	Fichte	Tanne	Föhre	Lärche	Douglasie	Übriges Nadelholz	Buche	Eiche	Esche	Ahorn	Übriges Laubholz
Keine Unterscheidung nach Vorrangfunktionen	Umtriebszeit	Jahre	80	80	120	120	-	90	100	110	80	80	80
	Bestockungsziel	%	23	5	2	6	-	9	33	9	3	5	5

Definition Waldbaustrategien auf Betriebsebene Forstbetrieb B

Vorrangfunktionen mit Holznutzung		Baumart	Fichte	Tanne	Föhre	Lärche	Douglasie	Übriges Nadelholz	Buche	Eiche	Esche	Ahorn	Übriges Laubholz
Holzproduktion	Umtriebszeit	Jahre	100	100	100	150	150	-	125	150	-	100	100
	Bestockungsziel	%	33	23	1	5	5	-	15	8	-	5	5
Erholung	Umtriebszeit	Jahre	100	100	100	150	150	-	125	150	-	100	100
	Bestockungsziel	%	33	23	1	5	5	-	15	8	-	5	5
Habitataufwertung	Umtriebszeit	Jahre	150	100	-	-	-	-	-	250	-	-	150
	Bestockungsziel	%	10	40	-	-	-	-	-	40	-	-	10
Habitat, Sonderwaldreservat	Umtriebszeit	Jahre	100	100	-	-	-	-	-	150	-	-	100
	Bestockungsziel	%	10	40	-	-	-	-	-	40	-	-	10

Bei der Vorrangfunktion „Habitat, Naturwaldreservat“ erfolgt ein vollständiger Nutzungsverzicht, daher werden dort weder ein Bestockungsziel noch Umtriebszeiten festgelegt. Deshalb ist diese Vorrangfunktion in der Tabelle nicht berücksichtigt.

Zu Forstbetrieb A: Die Douglasie fällt hier unter „Übriges Nadelholz“

Zu Forstbetrieb B: Der Vorrangfunktion „Kohlenstoffspeicherung“ wurden keine separaten Umtriebszeiten und Bestockungsziele zugewiesen, da diese Vorrangfunktion derzeit kein Bewirtschaftungskonzept hat – es werden vereinzelte Projekte durchgeführt.

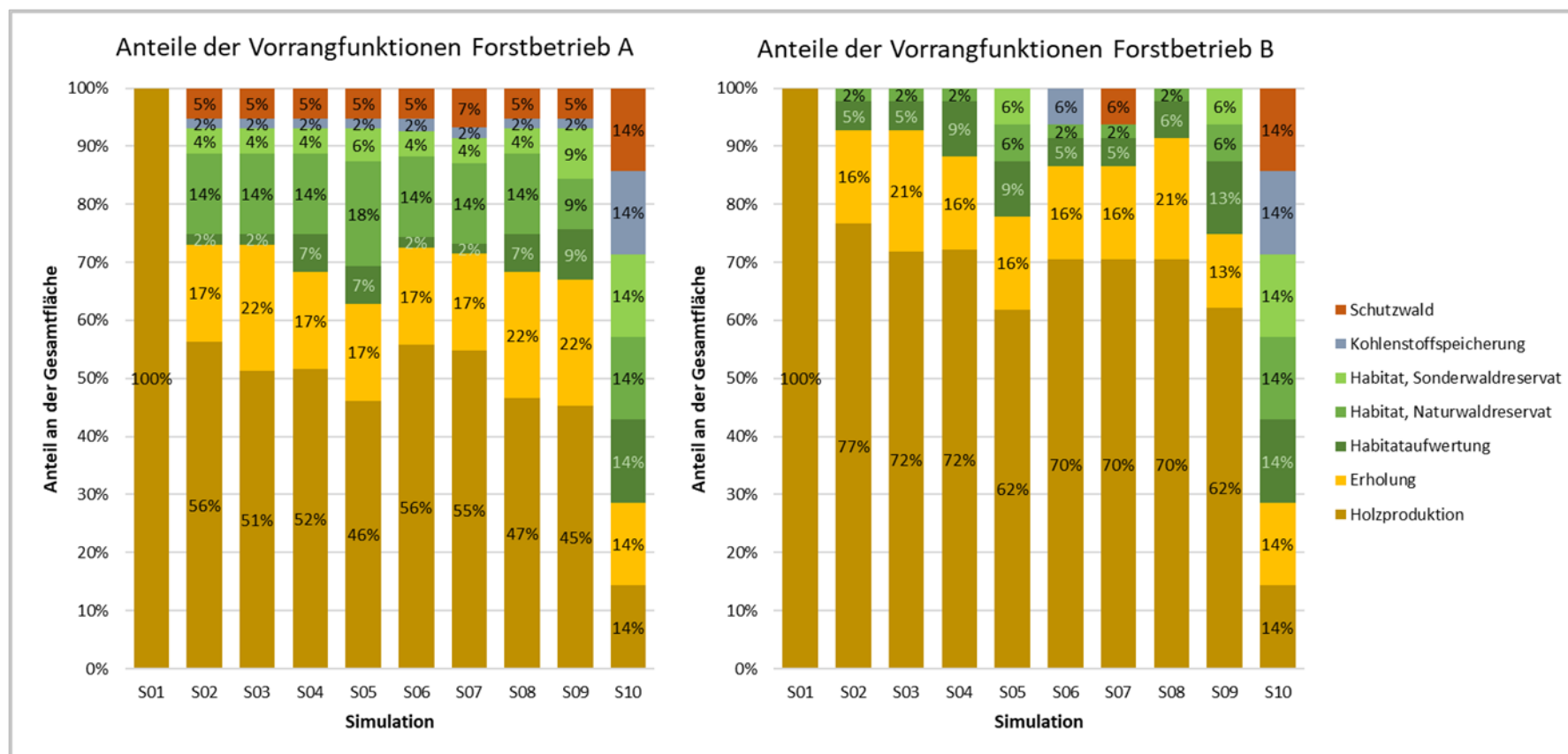
Tabelle 11: Flächenanteile der Vorrangfunktionen in den Bewertungsszenarien

Anteile der Vorrangfunktionen an der Gesamtfläche Forstbetrieb A																			
Vorrangfunktionen	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08	S09	S10	S11*	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19
Holzproduktion	100%	56%	51%	52%	46%	56%	55%	47%	45%	14%	100%	77%	72%	72%	62%	70%	70%	70%	62%
Erholung		17%	22%	17%	17%	17%	17%	22%	22%	14%		16%	21%	16%	16%	16%	16%	21%	13%
Habitataufwertung		2%	2%	7%	7%	2%	2%	7%	9%	14%		5%	5%	9%	9%	5%	5%	6%	13%
Habitat, Naturwaldreservat		14%	14%	14%	18%	14%	14%	14%	9%	14%		2%	2%	2%	6%	2%	2%	2%	6%
Habitat, Sonderwaldreservat		4%	4%	4%	6%	4%	4%	4%	9%	14%		-	-	-	6%	-	-	-	6%
Kohlenstoffspeicherung		2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	14%		-	-	-	-	6%	-	-	-
Schutzwald		5%	5%	5%	5%	5%	7%	5%	5%	14%		-	-	-	-		6%	-	-
Anteile der Vorrangfunktionen an der Gesamtfläche Forstbetrieb B																			
Vorrangfunktionen	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08	S09	S10	S11*	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19
Holzproduktion	100%	77%	72%	72%	62%	70%	70%	70%	62%	14%	100%	56%	51%	52%	46%	56%	55%	47%	45%
Erholung		16%	21%	16%	16%	16%	16%	21%	13%	14%		17%	22%	17%	17%	17%	17%	22%	22%
Habitataufwertung		5%	5%	9%	9%	5%	5%	6%	13%	14%		2%	2%	7%	7%	2%	2%	7%	9%
Habitat, Naturwaldreservat		2%	2%	2%	6%	2%	2%	2%	6%	14%		14%	14%	14%	18%	14%	14%	14%	9%
Habitat, Sonderwaldreservat		-	-	-	6%	-	-	-	6%	14%		4%	4%	4%	6%	4%	4%	4%	9%
Kohlenstoffspeicherung		-	-	-	-	6%	-	-	-	14%		2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%
Schutzwald		-	-	-	-	-	6%	-	-	14%		5%	5%	5%	5%	5%	7%	5%	5%

*Das Szenario S11 ist jeweils das gleiche wie S01 und kann aus technischen Gründen nicht von der Berechnung ausgeschlossen werden

Gleiche Farbgebung bedeutet gleiche Flächenverteilung, d.h. die Szenarien S02-S09 von Forstbetrieb A entsprechen den Szenarien S12-S19 von Forstbetrieb B und die Szenarien S02-S09 von Forstbetrieb B entsprechen den Szenarien S12-S19 von Forstbetrieb A

Abbildung 9: Flächenverteilung der Bewertungsszenarien S01 – S10



3.3 Ergebnisse und Interpretation der Modellberechnungen (Fallstudien)

Abbildung 10 zeigt die Berechnungsergebnisse, wobei die gleiche Farbgebung bedeutet, dass die gleiche Flächenanteile der einzelnen Vorrangfunktionen vorliegen. Es wird deutlich, dass Forstbetrieb A positive Kapitalwerte erzielt, Forstbetrieb B hingegen ausnahmslos negative Werte. Die Ursachen hierfür liegen grösstenteils in der Kosten- und Erlösstruktur, die auch ein Indikator für die Betriebseffizienz ist. Betrieb B hat deutlich höhere Kosten, vor allem bei den nachfolgenden drei Vorrangfunktionen:

- Holzproduktion
 - Verwaltungskosten: 186CHF/ha (52% höher als bei Betrieb A)
 - Kosten Strassenunterhalt: 77CHF/ha (doppelt so hoch wie bei Betrieb A)
- Erholungswald: Der Verwaltungskostenzuschlag ist zwar nur halb so hoch wie bei Betrieb A, dafür ist der Zuschlag beim Strassenunterhalt 85% höher
- Habitataufwertung
 - Kosten für Fällen und Liegenlassen: 35CHF/fm (doppelt so hoch wie bei Betrieb A)
 - Entrindungskosten: 9 CHF/Fm (80% höher als bei Betrieb A)
 - Zuschlag Holzerntekosten: 10CHF/fm (viermal so hoch wie bei Betrieb A)

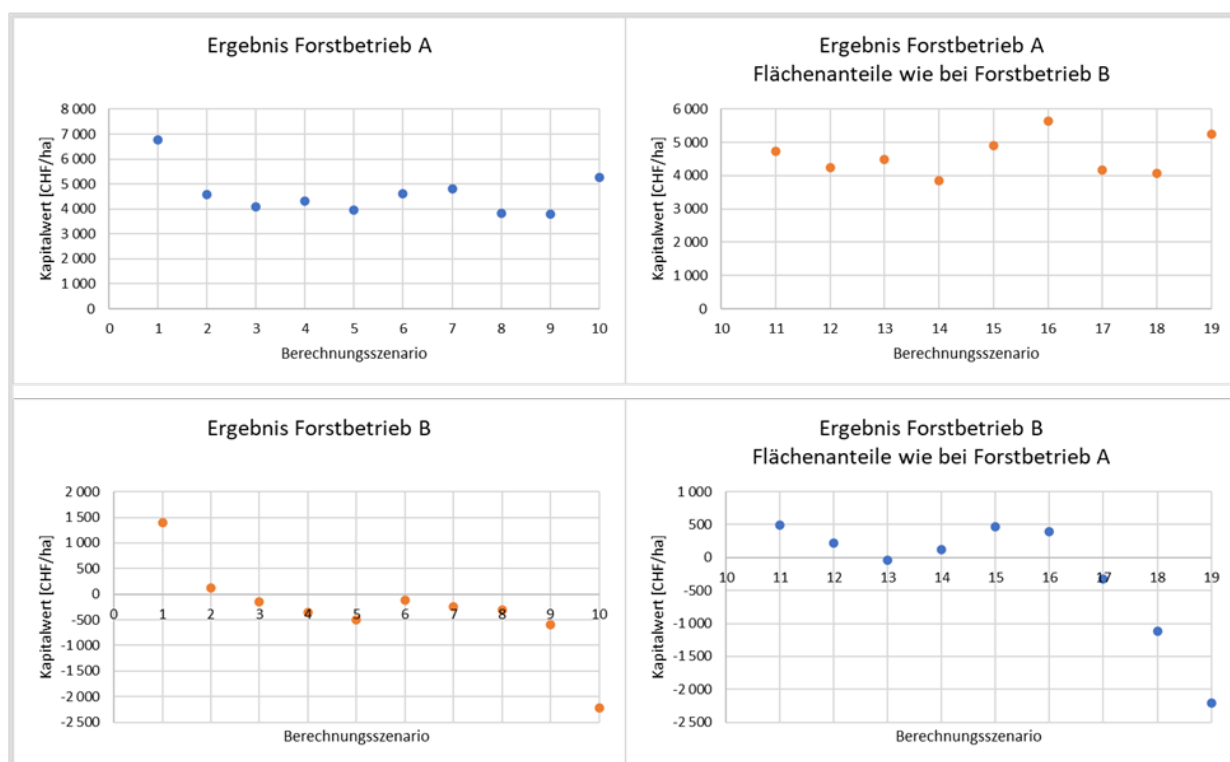


Abbildung 10: Modellergebnisse für die beiden Fallstudienbetriebe (Kapitalwert in CHF/ha)

Tabelle 12: Für die Modellberechnung verwendete Szenarien S01 - S19

	Forstbetrieb A	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08	S09	S10
	Forstbetrieb B	S01	S18	S17	S16	S15	S14	S13	S12	S11	S10
Vorrangfunktionen	Holzproduktion	100%	56%	51%	52%	46%	56%	55%	47%	45%	14%
	Erholung		17%	22%	17%	17%	17%	17%	22%	22%	14%
	Habitataufwertung		2%	2%	7%	7%	2%	2%	7%	9%	14%
	Habitat, Naturwaldreservat		14%	14%	14%	18%	14%	14%	14%	9%	14%
	Habitat, Sonderwaldreservat		4%	4%	4%	6%	4%	4%	4%	9%	14%
	Kohlenstoffspeicherung		2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	14%
	Schutzwald		5%	5%	5%	5%	5%	7%	5%	5%	14%
Vorrangfunktionen	Forstbetrieb A	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18		
	Forstbetrieb B	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08	S09		
	Holzproduktion	77%	72%	72%	62%	70%	70%	70%	62%		
	Erholung	16%	21%	16%	16%	16%	16%	21%	13%		
	Habitataufwertung	5%	5%	9%	9%	5%	5%	6%	13%		
	Habitat, Naturwaldreservat	2%	2%	2%	6%	2%	2%	2%	6%		
	Habitat, Sonderwaldreservat	-	-	-	6%	-	-	-	6%		
	Kohlenstoffspeicherung	-	-	-	-	6%	-	-	-		
	Schutzwald	-	-	-	-	-	6%	-	-		

Tabelle 13: Modellergebnisse für die beiden Fallstudienbetriebe (Kapitalwerte (NPV))

Szenario	Forstbetrieb A		Forstbetrieb B		
	KW [100'000 CHF]	KW [CHF/ha]	KW [100'000 CHF]	KW [CHF/ha]	
1	156	6 768	22	1 402	
2	106	4 587	2	121	
3	94	4 092	-2	-143	
4	100	4 320	-6	-356	
5	91	3 952	-8	-504	
6	106	4 602	-2	-113	
7	111	4 815	-4	-240	
8	88	3 815	-5	-305	
9	88	3 808	-9	-587	
10	121	5 251	-35	-2 212	
11	109	4 729	8	488	
12	98	4 247	4	224	
13	104	4 496	-1	-44	
14	89	3 846	2	122	
15	113	4 904	7	469	
16	130	5 640	6	398	
17	96	4 166	-5	-324	
18	94	4 069	-18	-1 122	

Auffällig ist, dass die verschiedenen Vorrangfunktionen bei den beiden Betrieben einen unterschiedlichen Einfluss haben. Um dies zu veranschaulichen wurden Szenarien gerechnet, bei

welchen die jeweiligen Vorrangfunktionen jeweils 100% der Betriebsfläche einnehmen (Abbildung 11). Bei der Interpretation muss berücksichtigt werden, dass es sich bei diesen Szenarien um rein hypothetische Überlegungen handelt, die in der Praxis nicht durchführbar wären bzw. keinen Bezug zu den Umfeldbedingungen der Forstbetriebe haben. So ist es beispielsweise unrealistisch, dass Betriebe im Schweizer Mittelland einen hohen Schutzwaldanteil haben.

Wie Abbildung 12 zeigt, verschlechtern die Vorrangfunktionen Erholung, Habitataufwertungen und Sonderwaldreservate den Kapitalwert im Vergleich zur reinen Holzproduktion bei beiden Betrieben deutlich. Bei Betrieb A wirken sich Naturwaldreservate ebenfalls negativ aus, bei Betrieb B ist hingegen eine deutliche Verbesserung zu beobachten. Die Betrachtung der Kohlenstoffspeicherung und vor allem von Schutzwald als Vorrangfunktionen haben bei Betrieb A eine den Kapitalwert erhöhende Wirkung. Bei Betrieb B hingegen haben ausschliesslich Naturwaldreservate einen positiven Einfluss auf den Kapitalwert. Dies kann mit der bereits beschriebenen Kosten- und Erlösstruktur begründet werden. Somit wird deutlich, dass die Kosten- und Erlösstruktur der Forstbetriebe den größten Einfluss auf das Modellergebnis hat. Es zeigt sich, dass keine allgemeingültige Aussage darüber getroffen werden, wie genau Waldleistungen neben der Holzproduktion das ökonomische Ergebnis beeinflussen.

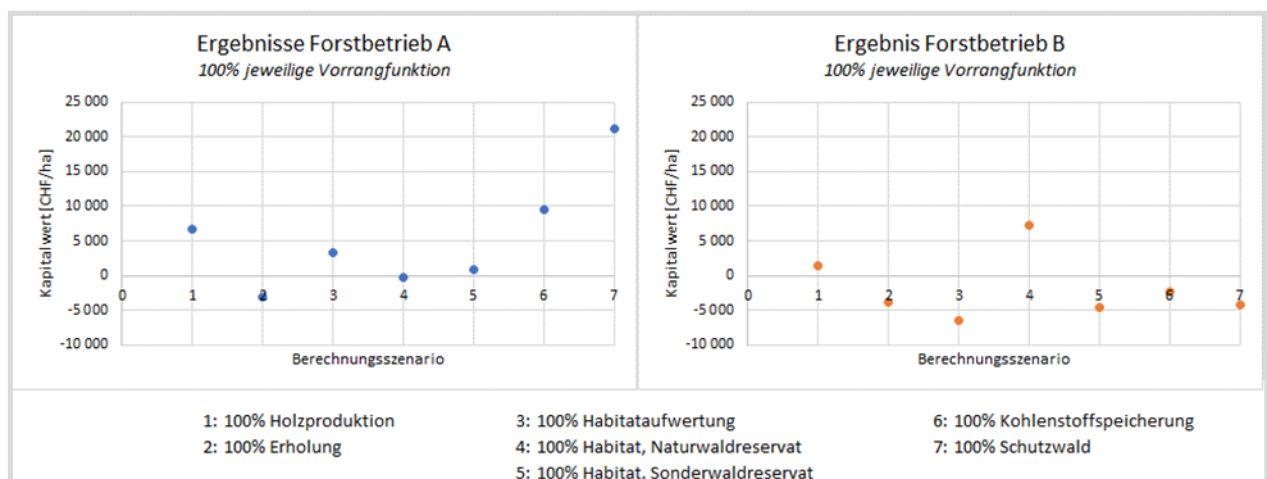


Abbildung 11: Modellergebnisse für die beiden Fallstudienbetriebe (Kapitalwert in CHF/ha) bei 100% der jeweiligen Vorrangfunktion

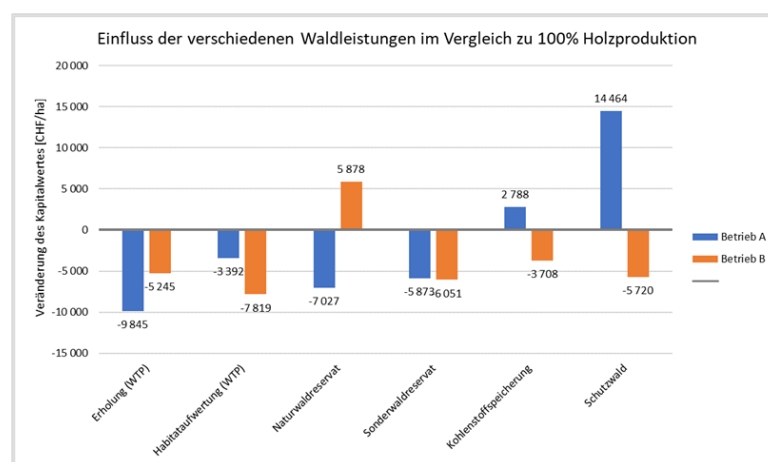


Abbildung 12: Einfluss der verschiedenen Waldleistungen (auf der gesamten Betriebsfläche) im Vergleich zu 100% Holzproduktion

4. Diskussion und Schlussfolgerung

Um den Einfluss verschiedener Waldleistungen auf das ökonomische Ergebnis von Schweizer Forstbetrieben darzustellen, wurde in dieser Studie mit Szenarien gearbeitet und nicht kontinuierlich optimiert. Eine kontinuierliche Optimierung mittels mathematischer Programmierung wie z.B. im Modell YAFO (Härtl et al. 2013) kann zwar die betriebliche Optimierung besser umsetzen, jedoch ist es nicht möglich, verschiedene Waldleistungen aus Nachfragesicht zu berücksichtigen. Das entwickelte Modell ermöglicht eine diskrete Optimierung, indem das beste Szenario ausgewählt wird.

Das Modell ermöglicht es, unterschiedliche Präferenzen, beispielsweise der Bevölkerung in Abhängigkeit von der geographischen Region zu berücksichtigen. Diese Unterschiede sind darauf zurückzuführen, dass die Anforderungen an den Wald unterschiedlich sind. So ist z.B. in Berggebieten der Schutz vor Naturgefahren von großer Bedeutung, während in flacheren Gebieten die Holzproduktion wichtiger ist. Vor dem Hintergrund vielfältiger natürlicher Gegebenheiten und heterogener Präferenzen der Bevölkerung wurde analysiert, inwieweit Angebot und Nachfrage nach Ökosystemdienstleistungen aufeinander abgestimmt werden können. Weiterhin können durch die vielzähligen Inputdaten vorhandene Betriebsstrukturen differenziert bewertet werden. So können zum einen die Auswirkungen strategischer Entscheidungen – welchen Waldleistungen wird wie viel Raum gegeben? – zum anderen betriebswirtschaftlicher Anpassungen, z.B. Kostensenkung durch gesteigerte Effizienz, dargestellt werden. Weiterhin können regionale Besonderheiten berücksichtigt werden, was bei anderen Modellen häufig ein limitierender Faktor ist (Elsasser et al. 2020).

Wie in den vorigen Abschnitten beschrieben, zeigen die Bewertungsergebnisse eine große Streuung innerhalb und zwischen allen Waldleistungskategorien. Daher wurde versucht, ein Muster zu finden, das diese Streuung erklärt, um so eine Grundlage für eine Clusterbildung zu erhalten. Zunächst wurden die Bewertungsergebnisse nach der angewandten Bewertungsmethode gruppiert. Mit diesem Ansatz konnte die Streuung der gefundenen ES-Werte nicht wirksam reduziert werden. Anschließend wurde versucht, die Werte nach den Bewertungshintergründen zu gruppieren. Dieser Versuch erwies sich als erfolglos, da es kaum Studien mit vollständig vergleichbaren Hintergründen gibt. Infolgedessen erscheint die Integration von Bewertungsergebnissen mittels Benefit-Transfer in Entscheidungs- und Planungsprozesse schwierig. Zusammenfassen lässt sich sagen, dass Primärstudien nützliche Informationen für den Vergleich und die Entscheidungsfindung in einem bestimmten Studiengebiet liefern können. Ihr möglicher Beitrag zu Sekundäranalysen ist jedoch eher begrenzt und BT ist oft auf einen Funktionstransfer beschränkt, der nur unter bestimmten Bedingungen durchführbar ist.

Der Vergleich der Ergebnisse des CE mit anderen Studien zeigt, dass die Schätzungen der Zahlungsbereitschaften in einem ähnlichen Bereich liegen, wenn auch am unteren Ende der weitgehend stark streuenden Werte für Erholungsleistungen und Habitataufwertungen (Elsasser und Meyerhoff 2007; Elsasser et al. 2016). In der im Rahmen dieser Dissertation erstellten Datenbank (vgl. Müller et al. 2019) lagen beispielsweise die meisten WTP-Schätzungen zur Biodiversität zwischen 100 und 800 USD pro Jahr. Obwohl viele dieser Studien ähnliche stated preference Techniken, wie Contingent Valuation oder Choice Experimente anwenden, variieren die Ergebnisse von 6 USD/Person/Jahr (Elsasser und Meyerhoff 2007) bis zu über 1700 USD/Besucher/Jahr (Ott und Baur 2005). Diese Streuung zeigt,

dass die Ergebnisse von WTP-Studien stark kontext- und methodenabhängig sind, was den Vergleich mit und die Übertragung auf andere Studienkontexte erschwert.

Die breite Streuung der Ergebnisse lässt sich dadurch erklären, dass sich die Bewertung von Freizeitdienstleistungen in der Regel auf lokale Beispiele unter ganz spezifischen Bedingungen bezieht. Die folgende Liste enthält einige Beispiele:

- Art der Freizeitgestaltung (z.B. Radfahren, Wandern usw.)
- Infrastruktur und Ersatzleistungen im Gebiet (z.B. bestehende Freizeiteinrichtungen wie Fahrradwege, Feuerstellen usw.)
- Entfernung zu Gebieten mit hoher Bevölkerungsdichte (z.B. Städte, Hotspots für den Tourismus usw.)
- Persönliche Interessen (z.B. Vorhandensein eines für die Erholung wichtigen oder weniger wichtigen Waldes)
- Widersprüchliche Elemente (z.B. Nutzungsintensität und Vielfalt von Art, Anzahl und Größe der Nutzergruppen (Radfahrer, Wanderer, Reiter))

Infolgedessen ist die Integration von Freizeitdienstleistungen in ein allgemeines Bewertungssystem eine Herausforderung. Selbst unter Berücksichtigung ähnlicher Hintergrundbedingungen weisen die Werte noch eine große Streuung auf. Dies ist jedoch nicht überraschend, da davon ausgegangen werden kann, dass nicht nur die Erholungsleistungen, sondern kulturelle ES im Allgemeinen grundlegend von einzigartigen lokalen Merkmalen und der Wahrnehmung der Menschen bestimmt werden und daher nicht allein auf der Grundlage der Hintergrundbedingungen des Waldgebiets vorhergesagt werden können. Tatsächlich kann der Erholungswert des Waldes als ein Konglomerat von natürlichen und sozialen Einflüssen auf den Menschen betrachtet werden. Dies gilt grundsätzlich für alle Waldleistungen, ist aber besonders offensichtlich für kulturelle Waldleistungen, da die meisten Menschen einen direkten persönlichen Bezug zu diesen Leistungen haben oder direkt von ihnen beeinflusst werden.

Die Größe der Stichprobe bei der Bevölkerungsbefragung erlaubt einen Vergleich zwischen den verschiedenen Teilstichproben (Forstzonen und Wohnregionen). Auch wenn es keine großen Unterschiede bezüglich der Zahlungsbereitschaften in den verschiedenen Wohnregionen gibt, müssen die Unterschiede zwischen den geografischen Gebieten, in dieser Studie die Schweizer Forstzonen, berücksichtigt werden. Betrachtet man die Attributlevel mit den höchsten WTP wird deutlich, dass die Bevölkerung tendenziell Wälder mit einer ausgewogenen Mischung aus Nadel- und Laubbäumen bevorzugt. Darüber hinaus gibt es eine deutliche Präferenz für Dauerwälder gegenüber der Bewirtschaftung in Altersklassenwäldern. Außerdem sollten größere Holzschläge vermieden werden, auch wenn sie Teil einer natürlichen Waldentwicklung wären.

Wie der Test des Modells in den Fallstudien gezeigt hat, beeinflussen die Betriebsstrukturen das Ergebnis stärker als die Zahlungsbereitschaften. Verschiedene Studien (Scarpa et al. 2000; Zandersen et al. 2005; Markandya et al. 2008) ermittelten vergleichsweise hohe Zahlungsbereitschaften. Dies würde dazu führen, dass sich die ökonomische Lage deutlich verbessert, sobald diese berücksichtigt werden. Die Fallstudien haben jedoch gezeigt, dass einer Erhöhung des Anteils Erholungsleistungen und Habitataufwertungen (Waldleistungen, bei denen Zahlungsbereitschaften in das Modell einfließen) sich sogar negativ auf das Gesamtergebnis auswirken – die Szenarien mit Erholungswald bzw. Habitataufwertungen auf der gesamten Betriebsfläche waren bei beiden Forstbetrieben die schlechtesten. Wie Kapitel 2.3 beschrieben, variieren die Studienergebnisse insbesondere bei der

Bewertung von Erholungsleistungen und Habitataufwertungen deutlich und haben eine große Abhängigkeit vom Bewertungskontext. Des Weiteren werden Zahlungsbereitschaften in der Regel in monetären Einheiten pro Jahr angegeben. In einer früheren Version des Modells wurden sie jährlich über den gesamten Simulationszeitraum berücksichtigt, was zu unrealistisch hohen Ergebnissen (Kapitalwerten) führte. Da bei Choice-Experimenten stets die Zahlungsbereitschaften für Veränderungen bewertet werden (Champ et al. 2017; Müller et al. 2019) ist es realitätsnäher, sie im Modell nur ab dem Jahr zu berücksichtigen, in dem die Veränderung tatsächlich eintritt.

Kritische Punkte des Modells

Allgemein

Bei der Auswahl der Fallstudienbetriebe stellte sich die breite Datengrundlage des Modells als Hindernis heraus, da überraschenderweise nur wenige Betriebe über ausreichend detaillierte Daten verfügen. Insbesondere gab es Probleme bei den bestandesweisen Daten für die waldbauliche Simulation. Aus diesem Grund war es nicht möglich, das Modell in Gebirgsbetrieben zu testen – keiner der angefragten Betriebe konnte die erforderlichen Daten liefern.

Im Bewertungsmodell wurden verschiedener Waldleistungen, wie z.B. die Wasserfilterung oder auch Nichtholzwaldprodukte (NHWP) nicht berücksichtigt. Dies zum einen, da sie ökonomisch kaum relevant sind (NHWP) oder nur sehr lokal relevant sind (Grundwasserschutzzonen) und eine Abgeltung auf bilateraler Ebene erfolgt. Das Modell ist jedoch so aufgebaut, dass es bei Bedarf erweitert werden kann.

Weiterhin ist es nicht möglich, mit dem Modell den Status quo zu bewerten, da insbesondere bei den Zahlungsbereitschaften stets Veränderungen zu Grunde liegen, z.B. ein Wechsel von einer deutlich sichtbaren Holznutzung hin zu einer kaum bis unsichtbaren Holznutzung. Aus diesem Grund fließen die Zahlungsbereitschaften erst ab dem Zeitpunkt des Eintritts der Veränderung in das Modell ein. In einer älteren Version wurden die Zahlungsbereitschaften jährlich über die gesamte Simulationsperiode berücksichtigt, was zu sehr hohen, unrealistischen Ergebnissen führte. Denkbar wäre eine stufenweise Integration der Zahlungsbereitschaften vom Simulationsbeginn bis hin zum Zeitpunkt, an dem die gewünschte Veränderung eintritt. Hierfür muss allerdings vorab geprüft werden, wie mit Zwischenstufen umgegangen werden soll. Die nachfolgende Abbildung 13 veranschaulicht dies am Beispiel des Wechsels von einem nadelholzdominierten Wald hin zu einem laubholzdominierten Wald innerhalb von 50 Jahren. Im Choice-Experiment wurde zwar nach der Zahlungsbereitschaft pro Jahr gefragt, jedoch kann die Dauer, bis die gefragte Veränderung eintritt nicht allgemeingültig quantifiziert werden, da sie von der Ausgangssituation abhängt.

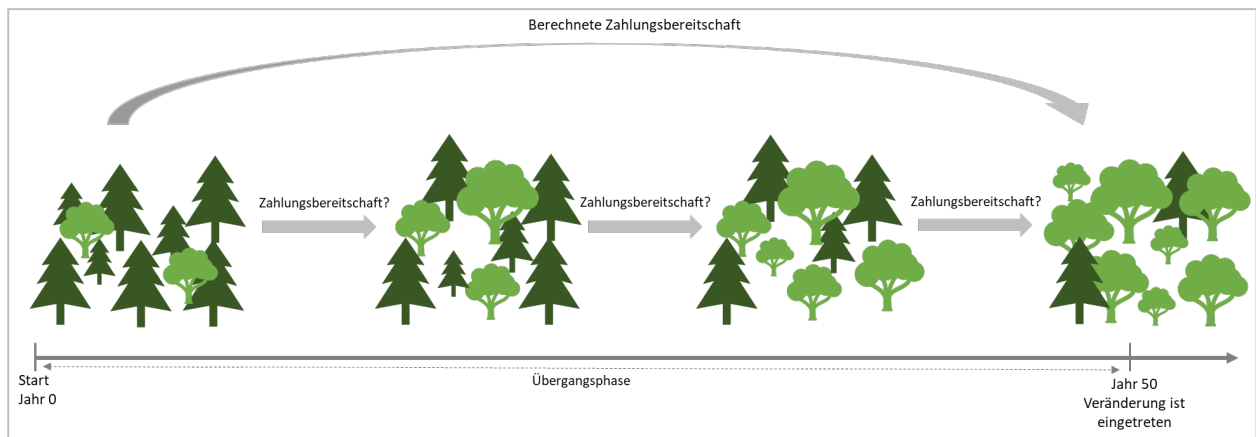


Abbildung 13: Problematik der Zahlungsbereitschaften für Übergangsphasen

Multifunktionalität

Die Schweizer Wälder werden im Sinne der Multifunktionalität bewirtschaftet. Für die Modellberechnungen musste dieses Prinzip künstlich verändert werden, sodass jede Vorrangfunktion in jedem Bestand zu gleichen Anteilen vorkommt. Dies bietet den Vorteil, dass Mehrfachzählungen vermieden werden können. Verbunden mit dem Problem der Mehrfachzählung sind Probleme bei der Aggregation von Werten mehrerer Ökosystemleistungen. Die bloße Aufsummierung von Einzelwerten für verschiedene Waldeleistungen kann zu deutlichen Über-, aber auch Unterschätzungen führen, wie das folgende Beispiel zeigt. Wenn wir die minimalen, durchschnittlichen und Maximalwerte der Datenbank für nicht näher spezifizierte Leistungen in den Kategorien Biodiversität/Habitat, Kohlenstoffbindung, Erholung und Schutz vor Naturgefahren, ergeben sich Werte zwischen 2 CHF/ha/Jahr und 35.108 CHF/ha/Jahr (Mittelwert: 2.883 CHF/ha/Jahr). Vor diesem Hintergrund scheint es gerechtfertigt, für die Modellberechnung die Multifunktionalität bis zu einem gewissen Grad aufzulösen, um allen zu berücksichtigenden Waldeleistungen in ausreichendem Masse Rechnung tragen zu können.

Vermischung von preis- und kostenbasierten Ansätzen

Im Bewertungsmodell wurden preis- und kostenbasierte Ansätze vermischt. Dies ist bei der Bestimmung absoluter Werte kritisch zu beurteilen, da dadurch eine direkte Vergleichbarkeit methodisch nicht möglich ist. Allerdings werden die meisten Waldeleistungen als öffentliche Güter angesehen und auch von der öffentlichen Hand finanziert, z.B. durch Beiträge, was wiederum einen kostenbasierten Ansatz rechtfertigt. Das Modell schafft die Möglichkeit verschiedene Bewirtschaftungsszenarien untereinander zu vergleichen und kann somit von Forstbetriebsleitern als Planungsinstrument, aber auch als Argumentationsgrundlage verwendet werden. Dabei ist es möglich, die verschiedenen Forstzonen (Jura, Mittelland, Voralpen und Alpen), sowie Wohnregionen (Stadt, Agglomeration und Land) zu berücksichtigen, um auf regionale Besonderheiten einzugehen. Ziel ist nicht die Bestimmung absoluter Werte, sondern die Möglichkeit, verschiedene Bewirtschaftungsszenarien untereinander vergleichen zu können.

4.1 Fazit

In jüngster Zeit kann ein Wandel von einem überwiegend staatlichen Top-down-Ansatz zu verschiedenen Bottom-up-Initiativen festgestellt werden, einschliesslich der Bemühungen der lokalen Bevölkerung, sich an Entscheidungen über die Waldbewirtschaftung zu beteiligen (Thees und Olschewski 2017). Aufgrund dieser Entwicklung ist eine bessere Abstimmung der Präferenzen der Bevölkerung mit den machbaren Optionen der Waldbewirtschaftung notwendig. Die durchgeführten WTP- und WTA-Schätzungen geben einen Hinweis darauf, inwieweit die Bevölkerung bereit ist, bestimmte Bewirtschaftungsalternativen zu finanzieren. Es hat sich herausgestellt, dass verschiedene Kombinationen von WTP und WTA möglich sind (vgl. Tabelle 6), was zu unterschiedlichen Bewirtschaftungsempfehlungen führt. Falls WTP und WTA beide positiv sind, müssen sie verglichen werden, um zu prüfen, ob die WTP hoch genug ist, um die zusätzlichen Kosten eines Managementwechsels zu decken. Wenn WTP negativ und WTA positiv ist, ist ein Managementwechsel wirtschaftlich nicht durchführbar. Wenn die WTP positiv und die WTA negativ ist, entspricht ein Managementwechsel den Präferenzen der Bevölkerung und würde auch ohne zusätzliche Finanzierung realisiert werden. Wenn WTP und WTA beide negativ sind, würde ein Managementwechsel den Präferenzen der Bevölkerung zuwiderlaufen, könnte aber auch ohne zusätzliche Finanzierung realisiert werden. Auf jeden Fall können WTP und WTA aufgrund der Tatsache, dass sie in Bezug auf verschiedene Einheiten (CHF/Haushalt bzw. pro Hektar) bestimmt werden, nur in einem spezifischen Kontext verglichen werden, in dem die Anzahl der Haushalte und die relevante Waldfläche bekannt sind. Unter diesen Voraussetzungen bietet unser Ansatz die Möglichkeit, die Durchführbarkeit verschiedener Bewirtschaftungsszenarien auf lokaler und regionaler Ebene zu beurteilen. In Fällen, in denen eine zusätzliche Finanzierung erforderlich ist, können flexible Zahlungssysteme angewandt werden (Lienhoop und Brouwer 2015). Sie könnten auf die Präferenzen der Bevölkerung und die waldbaulichen Bedürfnisse zugeschnitten werden (Villamayor-Tomas et al. 2019). Da die Stichprobe der Betriebsleitenden jedoch vergleichsweise klein und Rückmeldungen vor allem aus dem alpinen Raum kamen, sollten die Ergebnisse mit Vorsicht interpretiert werden. Praxisrelevante Ratschläge sollten sich auf eine breitere Datenbasis und Erhebungen mit grösserem Rücklauf stützen, insbesondere auf der Angebotsseite der Waldleistungen (Forstbetriebe und Waldeigentümer).

Das Modell schafft die Möglichkeit verschiedene Bewirtschaftungsszenarien untereinander zu vergleichen und kann somit von Forstbetriebsleitern als Planungsinstrument, aber auch als Argumentationsgrundlage verwendet werden. Dabei ist es möglich, die verschiedenen Forstzonen (Jura, Mittelland, Voralpen und Alpen), sowie Wohnregionen (Stadt, Agglomeration und Land) zu berücksichtigen, um auf regionale Besonderheiten einzugehen. Ziel ist nicht die Bestimmung absoluter Werte, sondern die Möglichkeit, verschiedene Bewirtschaftungsszenarien untereinander vergleichen zu können. Wichtig ist es dabei, zu berücksichtigen, dass bei solchen Entscheidungen stets vielzählige Faktoren berücksichtigt werden müssen – die Modellergebnisse dürfen nicht als einziges Entscheidungskriterium verwendet werden, da bei der Kapitalwertberechnung beispielsweise unregelmässige, aber hohe Zahlungsströme gleich oder teilweise bevorzugt behandelt werden wie niedrigere, dafür gleichmässige Zahlungen. In solchen Fällen kann es auch passieren, dass der Nachhaltigkeitsgedanke bei der Ressourcennutzung nicht ausreichend berücksichtigt wird (Knoke et al. 2020a).

Im Projektverlauf hat sich herausgestellt, dass vor allem Waldbesitzer stärker sensibilisiert werden müssen, da sie sich ihrer strategischen Verantwortung häufig nur unzureichend bewusst zu sein scheinen und diese oftmals an ihre Forstbetriebsleiter delegieren. Dem Forstbetriebsleiter wiederum bietet das entwickelte Modell eine Entscheidungshilfe und Argumentationsgrundlage, sowohl gegenüber den Waldeigentümern als auch der breiten Öffentlichkeit. Die Zielsetzung und Ansprüche an das Bewertungsmodell konnten somit erreicht und erfüllt werden. Seitens der Betriebsleiter der Fallstudienbetriebe wurde insbesondere die Möglichkeit geschätzt, dass verschiedene Szenarien schnell und unkompliziert miteinander verglichen werden können.

5. Literaturverzeichnis

- BAFU (Bundesamt für Umwelt) (Hrsg.), 2008. Management des Grundwassers in der Schweiz. Leitlinien des Bundesamtes für Umwelt BAFU (FOEN), Bern.
- Barbier EB, Acreman M, Knowler D, 1997. Economic Valuation of Wetlands. A Guide for Policy Makers and Planners. Ramsar Convention Bureau, Department of Environmental Economics and Environmental Management, University of York, Institute of Hydrology. IUCN - The World Conservation Union, 138 S.
- Bateman I (Hrsg.), 2017. The Economics of Non-Market Goods and Resources (Second edition). Springer, Dordrecht.
- Benítez PC, McCallum I, Obersteiner M, Yamagata Y, 2007. Global potential for carbon sequestration: Geographical distribution, country risk and policy implications. *Ecological Economics*, 60 (3), 572–583. Abgerufen am 16.02.2021.
- Bergen V, Löwenstein W, Olschewski R, 2013. Forstökonomie. Volkswirtschaftliche Ansätze für eine vernünftige Umwelt- und Landnutzung (2., überarbeitete und erweiterte Auflage). Franz Vahlen, München, 477 S.
- Calder I, Hofer T, Vermont S, Warren P, 2007. Towards a new understanding of forests and water. *Unasylva*, 58 (229), 3–10.
- Champ PA, Boyle KJ, Brown TC, 2017. A Primer on Nonmarket Valuation. In: Bateman I (Hrsg.). The Economics of Non-Market Goods and Resources. (Second edition). Springer, Dordrecht.
- Costanza R, d'Arge R, deGroot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, van den Belt M, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260.
- Costanza R, Groot R de, Sutton P, van der Ploeg S, Anderson SJ, Kubiszewski I, Farber S, Turner RK, 2014a. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152–158, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378014000685>
- Costanza R, Kubiszewski I, Giovannini E, Lovins H, McGlade J, Pickett KE, Ragnarsdóttir KV, Roberts D, Vogli R de, Wilkinson R, 2014b. Development: Time to leave GDP behind. *Nature*, 505 (7483), 283–285, <https://www.nature.com/news/development-time-to-leave-gdp-behind-1.14499>
- Daly A, Hess S, Jong G de, 2012. Calculating errors for measures derived from choice modelling estimates. *Transportation Research Part B: Methodological*, 46 (2), 333–341.
- deGroot RS, 1992. Functions of nature. Evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Wolters-Noordhoff, Groningen.
- deGroot RS, Wilson MA, Boumans RMJ, 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41, 393–408.
- Elsasser P, Altenbrunn K, Köthke M, Lorenz M, Meyerhoff J, 2020. Regionalisierte Bewertung der Waldleistungen in Deutschland. Thünen Report, No. 79. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.

- Elsasser P, Meyerhoff J, 2007. A Bibliography and Data Base on Environmental Benefit Valuation Studies in Austria, Germany and Switzerland - Part I: Forestry Studies. Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie 2007 /01, Hamburg, 16 S.
- Elsasser P, Meyerhoff J, Weller P, 2016. An updated Bibliography and Database on Forest Ecosystem Service Valuation Studies in Austria, Germany and Switzerland. Thünen Working Paper, 65.
- Eyvindson K, Repo A, Mönkkönen M, 2018. Mitigating forest biodiversity and ecosystem service losses in the era of bio-based economy. *Forest Policy and Economics*, 92, 119–127.
- Ezquerro M, Pardos M, Diaz-Balteiro L, 2019. Integrating variable retention systems into strategic forest management to deal with conservation biodiversity objectives. *Forest Ecology and Management*, 433, 585–593.
- (FAO Committee on Forestry) (Hrsg.), 2014. Payment for Ecosystem Services for Forests (PES) and Forest Financing.
- Gómez-Baggethun E, Groot R de, Lomas PL, Montes C, 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69 (6), 1209–1218. Abgerufen am 15.04.2020.
- Griscom BW, Adams J, Ellis PW, Houghton RA, Lomax G, Miteva DA, Schlesinger WH, Shoch D, Siikamäki JV, Smith P, Woodbury P, Zganjar C, Blackman A, Campari J, Conant RT, Delgado C, Elias P, Gopalakrishna T, Hamsik MR, Herrero M, Kiesecker J, Landis E, Laestadius L, Leavitt SM, Minnemeyer S, Polasky S, Potapov P, Putz FE, Sanderman J, Silvius M, Wollenberg E, Fargione J, 2017. Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114 (44), 11645–11650.
- Haaren C von, Albert C, Hansjürgens B, Krätzig S, Schröter-Schlaack C, 2016. Einleitung. In: (Naturkapital Deutschland - TEEB DE) (Hrsg.). *Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen. Grundlagen für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung. Vorläufige elektronische Entwurffassung. Drucklegung des Berichts im Frühjahr 2016*, S. 16–25.
- Härtl F, Hahn A, Knoke T, 2013. Risk-sensitive planning support for forest enterprises: The YAFO model. *Computers and Electronics in Agriculture*, 94, 58–70. Abgerufen am 30.12.2020.
- Hensher DA, Rose JM, Greene WH, 2015. *Applied Choice Analysis. A Primer (Second edition)*. Cambridge University Press, Cambridge, 1188 S.
- Hess S, Palma D, 2019a. Apollo version 0.0.8, user manual. Abgerufen am 30.10.2019, www.ApolloChoiceModelling.com
- Hess S, Palma D, 2019b. Apollo: A flexible, powerful and customisable freeware package for choice model estimation and application. *Journal of Choice Modelling*, 32, 100170.
- Hunziker M, Lindern E von, Bauer N, Frick J, 2012. Das Verhältnis der Schweizer Bevölkerung zum Wald. Waldmonitoring soziokulturell: Weiterentwicklung und zweite Erhebung – WaMos 2. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf, 182 S.
- Knoke T, Gosling E, Paul C, 2020a. Use and misuse of the net present value in environmental studies. *Ecological Economics*, Uncorrected Proof.

- Knoke T, Kindu M, Jarisch I, Gosling E, Friedrich S, Bödeker K, Paul C, 2020b. How considering multiple criteria, uncertainty scenarios and biological interactions may influence the optimal silvicultural strategy for a mixed forest. *Forest Policy and Economics*, 118, 102239. Abgerufen am 20.12.2020.
- Lancaster KJ, 1966. A New Approach to Consumer Theory. *Journal of Political Economy*, 74 (2), 132–157.
- Lawler J, Watson J, Game E, 2015. Conservation in the face of climate change: recent developments. *F1000Research*, 4.
- Lienhoop N, Brouwer R, 2015. Agri-environmental policy valuation: Farmers' contract design preferences for afforestation schemes. *Land Use Policy*, 42, 568–577. Abgerufen am 24.09.2019.
- Louviere JJ, 2001. Choice experiments: An overview of concepts and issues. In: Bennett J, Blamey RK (Hrsg.). *The choice modelling approach to environmental valuation*. Edward Elgar, Cheltenham, UK, Northampton, MA, S. 13–36.
- Markandya A, Chiabai A, Ding H, Nunes P, Travisi C, 2008. Economic Valuation of Forest Ecosystem Services: Methodology and Monetary Estimates. Annex II. In: Braat L, tenBrink P (Hrsg.). *The Cost of Policy Inaction. The case of not meeting the 2010 biodiversity target*. Alterra Report 118, Wageningen, S. 226–254.
- McShane K, 2007. Why Environmental Ethics Shouldn't Give Up on Intrinsic Value. *Environmental Ethics*, 29 (1), 43–61.
- Merlo M, Croitoru L, 2005. Valuing mediterranean forests. Towards total economic value. CABI Publishing, Wallingford, 406 S.
- Meylan B, 2003. Der Wald sorgt für sauberes Trinkwasser. *gwa*, 3, 3–11.
- Millennium Ecosystem Assessment (Hrsg.), 2005. Ecosystems and human well-being. Current State and Trends. Findings of the Condition and Trends Working Group. Island Press, Washington DC.
- Müller A, Knoke T, Olschewski R, 2019. Can Existing Estimates for Ecosystem Service Values Inform Forest Management? *Forests*, 10 (132).
- Müller A, Olschewski R, Unterberger C, Knoke T, 2020. The valuation of forest ecosystem services as a tool for management planning - A choice experiment. *Journal of environmental management*, 271, 111008.
- Norman R, Craig BM, Hansen P, Jonker MF, Rose J, Street DJ, Mulhern B, 2018. Issues in the Design of Discrete Choice Experiments. *The patient*.
- O'Garra T, 2017. Economic value of ecosystem services, minerals and oil in a melting Arctic: A preliminary assessment. *Ecosystem Services*, 24, 180–186.
- Olschewski R, Bebi P, Teich M, Wissen Hayek U, Grêt-Regamey A, 2012. Avalanche protection by forests — A choice experiment in the Swiss Alps. *Forest Policy and Economics*, 15, 108–113. Abgerufen am 08.05.2019.

- Olschewski R, Sandström C, Kasymov U, Johansson J, Fürst C, Ring I, 2018. Policy Forum: Challenges and opportunities in developing new forest governance systems: Insights from the IPBES assessment for Europe and Central Asia. *Forest Policy and Economics*, 97, 175–179. Abgerufen am 17.09.2019.
- Ott W, Baur M, 2005. Der monetäre Erholungswert des Waldes. *Umwelt-Materialien* Nr. 193. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 68 S.
- Pascual U, Muradian R, Brander L, Gómez-Baggethun E, Martín-Lopez B, Verma M, Armsworth P, Christie M, Cornelissen H, Eppink F, Farley J, Loomis J, Pearson L, Perrings C, Polasky S, 2012. The Economics of Valuing Ecosystem Services and Biodiversity. Chapter 5. In: Kumar P (Hrsg.). *The economics of ecosystems and biodiversity. Ecological and economic foundations*. Routledge, New York, S. 183–256.
- Paul C, Hanley N, Meyer ST, Fürst C, Weisser WW, Knoke T, 2020. On the functional relationship between biodiversity and economic value. *Science Advances*, 6. Abgerufen am 15.04.2020.
- Popkin G, 2019. How much can forests fight climate change? *Nature*, 565 (7739), 280–282.
- Rammig A, 2020. Tropical carbon sinks are saturating at different times on different continents. *Nature*, 579 (7797), 38–39.
- Rigling A, Landolt D, Manser R, 2015. Wald im Wandel. In: Rigling A, (Schaffer H.P) (Hrsg.). *Waldbericht 2015. Zustand und Nutzung des Schweizer Waldes*.
- Rosset C, Schütz J-P, Günter M, Gollut C, 2014. WIS.2 - A Sustainable Forest Management Decision Support System. *Mathematical and Computational Forestry&Natural-Resource Sciences*, 6 (2), 89–100. Abgerufen am 15.04.2020.
- Scarpa R, Chilton SM, Hutchinson WG, Buongiorno J, 2000. Valuing the recreational benefits from the creation of nature reserves in Irish forests. *Ecological Economics*, 33 (2), 237–250.
- Schröter-Schlaack C, Haaren C von, Lienhoop N, Albert C, Barkmann J, Bastian O, Bieling C, Galler C, Grunewald K, Hansjürgens B, Plieninger T, 2016. Ökosystemleistungen identifizieren, erfassen und in Wert setzen. In: Haaren C von, Albert C (Hrsg.). *Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen. Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung*. (erschienen 2016). *Naturkapital Deutschland - TEEB DE*, Hannover, Leipzig, 26-69.
- tenBrink P (Hrsg.), 2011. *The economics of ecosystems and biodiversity in national and international policy making*. Earthscan, London.
- Thees O, Olschewski R, 2017. Physical soil protection in forests - insights from production-, industrial- and institutional economics. *Forest Policy and Economics*, 80, 99–106. Abgerufen am 17.09.2019.
- UN (United Nations), 2014. *The value of forests. Payments for ecosystem services in a green economy*, unveröffentlicht. UN (United Nations), Geneva.
- Villamayor-Tomas S, Sagebiel J, Olschewski R, 2019. Bringing the neighbors in: A choice experiment on the influence of coordination and social norms on farmers' willingness to accept agro-environmental schemes across Europe. *Land Use Policy*, 84, 200–215. Abgerufen am 17.09.2019.
- Weller P, Elsasser P, 2018. Preferences for forest structural attributes in Germany – Evidence from a choice experiment. *Forest Policy and Economics*, 93, 1–9. Abgerufen am 08.05.2019.

- White S, tenBrink P, Simmons B, Furuta N, Liekens I, Ninan K, Meire P, Shine C, Tinch R, Wielgus J, 2011. Recognizing the Value of Biodiversity: New Approaches to Policy Assessment. In: tenBrink P (Hrsg.). The economics of ecosystems and biodiversity in national and international policy making. Earthscan, London, S. 129–173.
- Zandersen M, Termansen M, Jensen FS, 2005. Benefit Transfer over Time of Ecosystem Values: the Case of Forest Recreation. Working Paper FNU-61. Abgerufen am 24.05.2016, https://www.fnu.zmaw.de/fileadmin/fnu-files/publication/working-papers/Working_Paper_FNU61.pdf

6. Anhang

6.1 Ergebnisse der Umfrage – Einblick in die deskriptive Auswertung

6.1.1 Betriebsleitende

In einem ersten Schritt wurden die Umfragen der Bevölkerung und der Betriebsleitenden deskriptiv ausgewertet. Die Auswertung des Choice-Experiments ist Teil der explorativen Statistik. Betriebsleitende

Nachfolgend werden die Resultate der Umfrage der Betriebsleitenden vorgestellt. Die vollständige, grafische Auswertung kann dem digitalen Anhang entnommen werden.

Eckdaten zu den Betrieben

Bei der Aufteilung der Betriebe auf die Forstzonen dominieren die Alpen und Voralpen, wobei es einige Betriebe gibt, die sich über mehrere Forstzonen erstrecken (Abbildung 14).

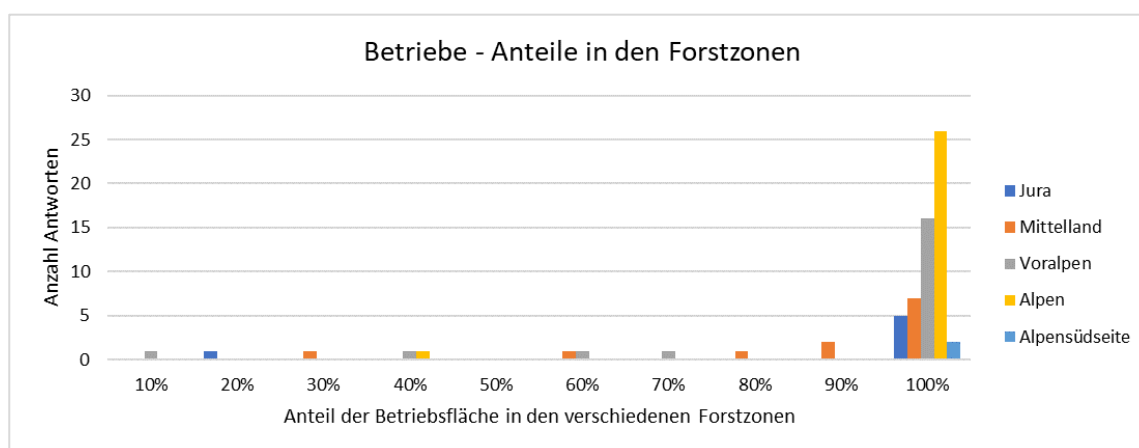


Abbildung 14: Anteile der Forstbetriebe in den verschiedenen Forstzonen

Fast die Hälfte der befragten Betriebsleitenden bewirtschaftet eine produktive Waldfläche zwischen 200ha und 1'000ha, ein weiteres Viertel eine Fläche zwischen 1'000ha und 2'000ha (Abbildung 15). Dabei sind die meisten Mitarbeitenden Vollzeit tätig (Abbildung 16).

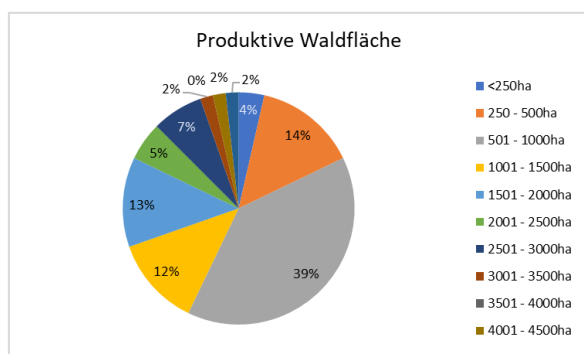


Abbildung 15: Produktive Waldfläche

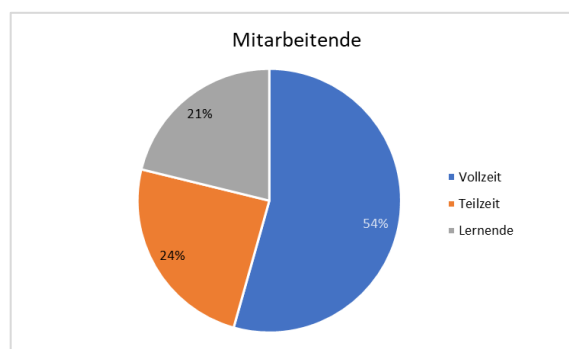


Abbildung 16: Mitarbeitende: Vollzeit, Teilzeit und Lernende

Mehr als zwei Drittel der Betriebsleitenden bewirtschaften ausschliesslich Waldflächen des eigenen Betriebes. Wird auch Privatwald (ausserhalb des Betriebes) bewirtschaftet, so sind dies bei etwas mehr als einem Drittel der Betriebe bis zu 250ha Privatwald, bei einem knappen Viertel 250ha bis 500ha (Abbildung 17).

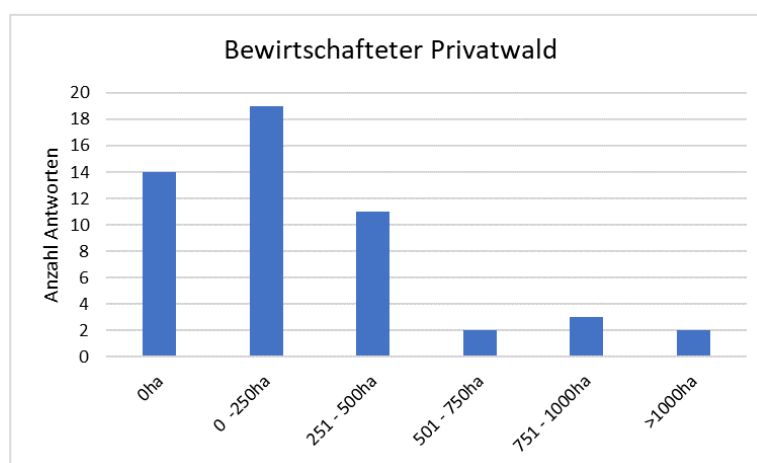


Abbildung 17: Bewirtschafteter Privatwald

Etwa die Hälfte der Betriebe sind Einzelbetriebe, bei den Zusammenschlüssen mehrerer Eigentümer/innen dominieren Forstbetriebsgemeinschaften (Abbildung 18)

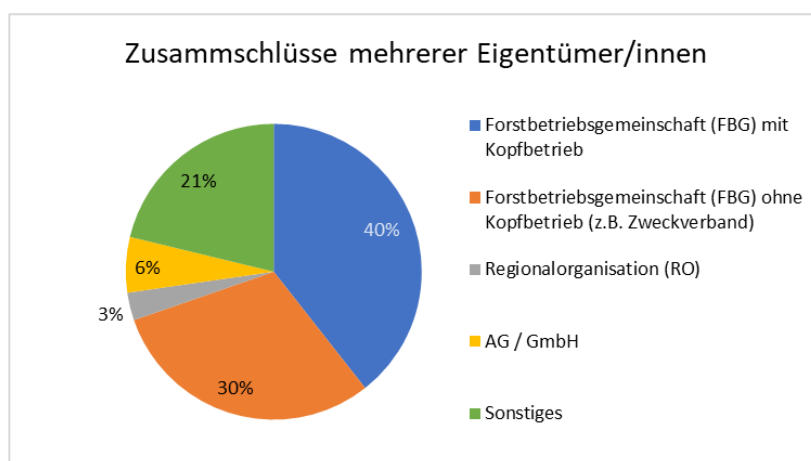


Abbildung 18: Betriebsformen bei Zusammenschlüssen mehrerer Eigentümer/innen

Mehr als die Hälfte der Betriebe verfolgt eine kostendeckend orientierte Zielsetzung, etwas mehr als ein Drittel ist gewinnorientiert (Abbildung 26). Eine deutliche Mehrheit (79%) hat Ihre Zielsetzung schriftlich fixiert.

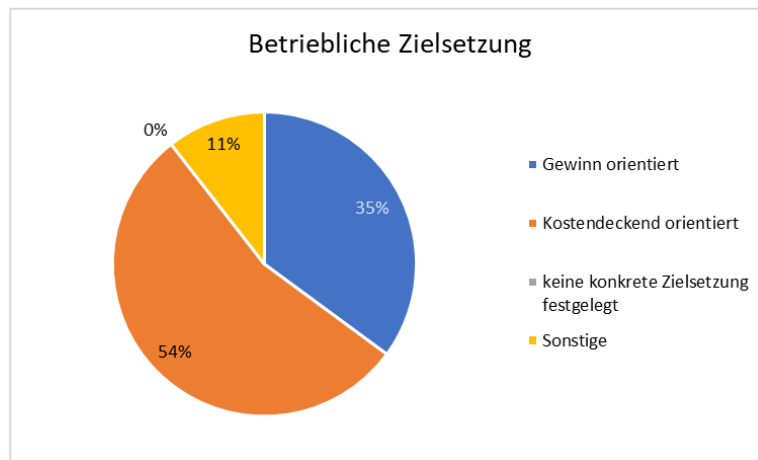


Abbildung 19: Betriebliche Zielsetzung

Baumartenverteilung und Holzernte

Es dominieren Nadelholzbetriebe (Abbildung 20), beim Aufbau der Wälder gibt es vor allem Mischungen aus Schlagwald und dauerwaldähnlichen Strukturen (Abbildung 21).

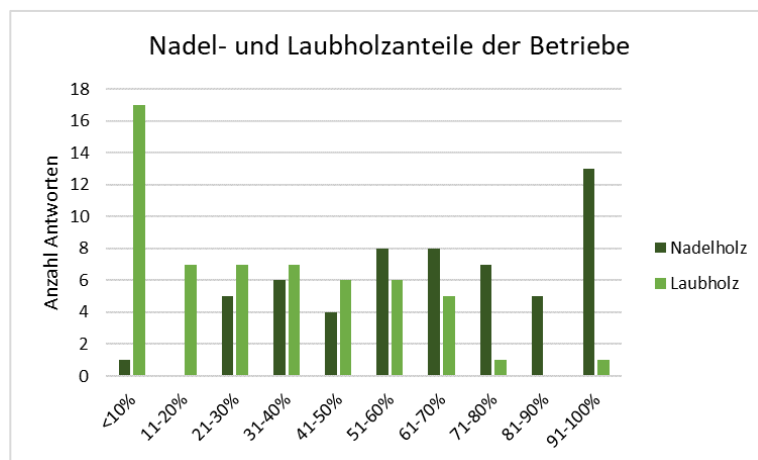


Abbildung 20: Nadel- und Laubholzanteile der befragten Betriebe

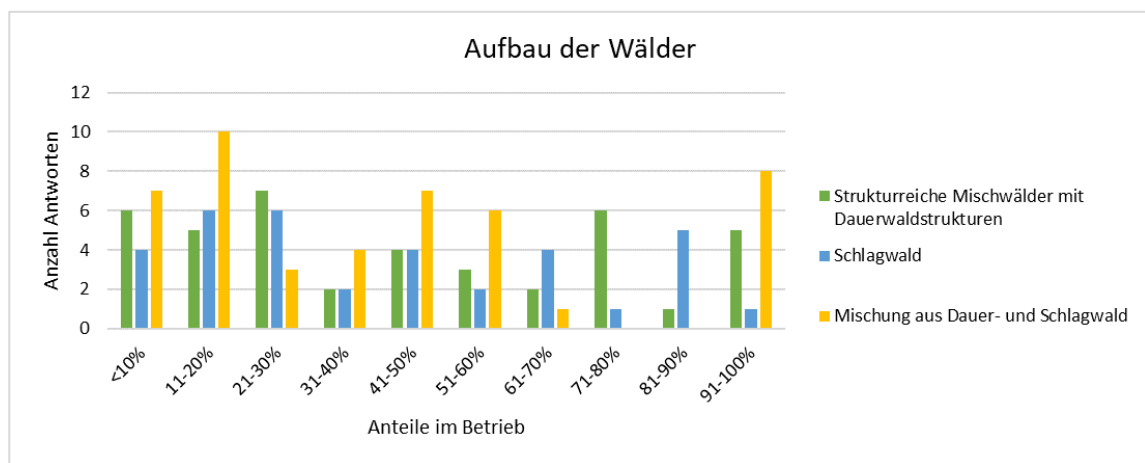


Abbildung 21: Aufbau der Wälder in den befragten Betrieben

Die meisten Wälder haben drei bis fünf Baumarten mit einem Flächenanteil von mindestens 10% (Abbildung 22). Einige Antworten lassen darauf schliessen, dass die Frage teilweise falsch verstanden wurde, z.B. Angaben zu mehr als 10 Baumarten.

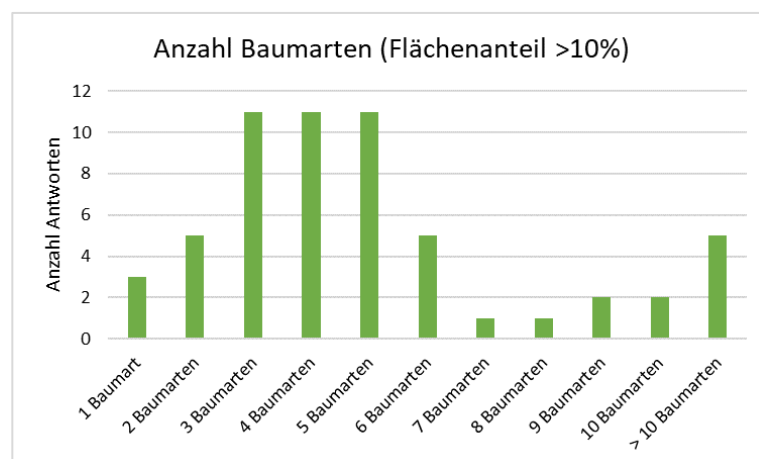


Abbildung 22: Anzahl Baumarten mit einem Flächenanteil von mehr als 10%

Bei der Holzernte dominiert eine schwache, gruppenweise Nutzung (Abbildung 23), durchgeführt in Regie und mit Unternehmern (Abbildung 24 und Abbildung 25).

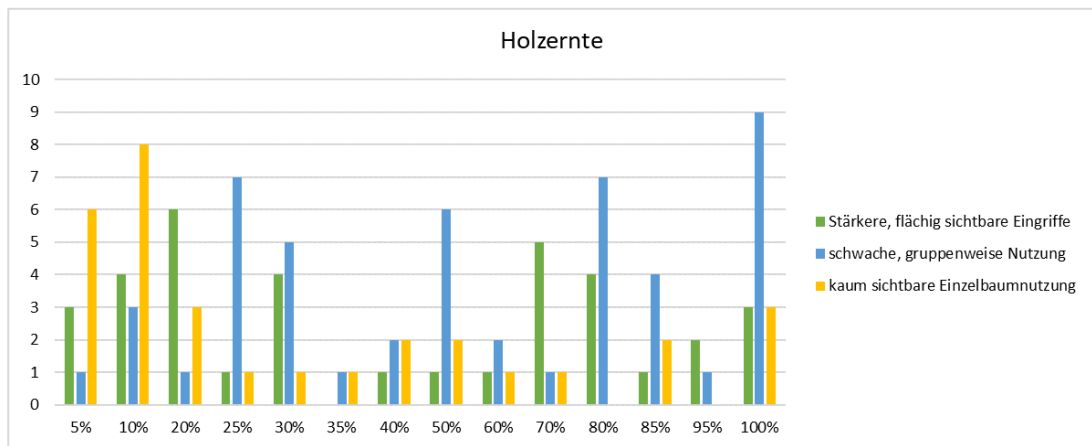


Abbildung 23: Art und Weise der Holzernte

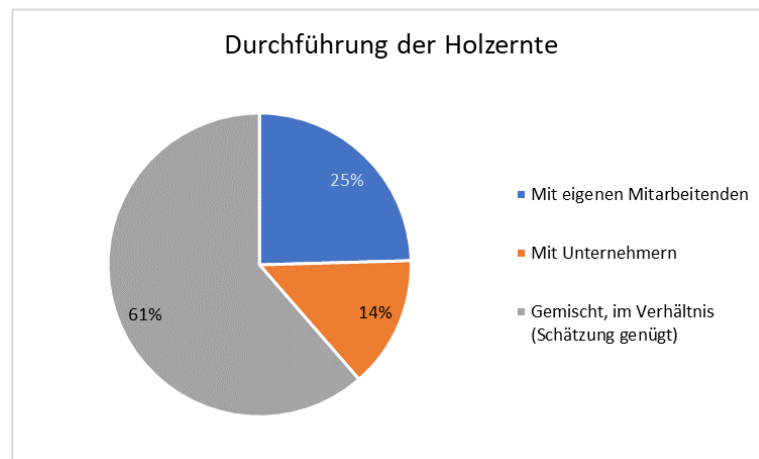


Abbildung 24: Durchführung der Holzernte

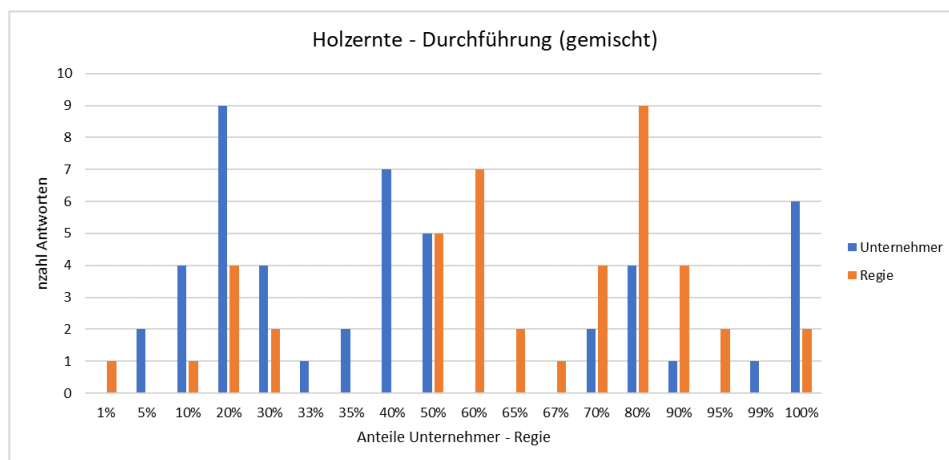


Abbildung 25: Durchführung der Holzernte, falls Mischung aus Regie und Unternehmer

In einigen Betrieben wurde die Umtriebszeit bedingt durch Erholungsleistungen oder Habitataufwertungen leicht erhöht, mehrheitlich gibt es jedoch keine Erhöhung (Abbildung 26).

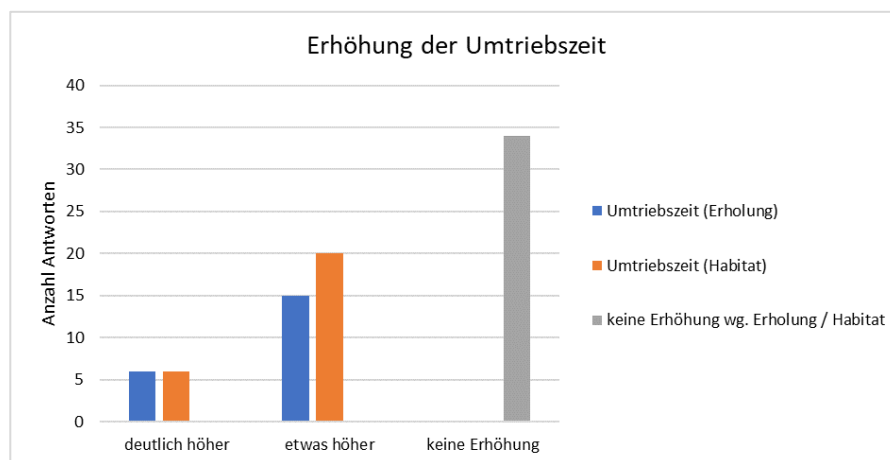


Abbildung 26: Erhöhung der Umtriebszeiten auf Grund von Erholungsleistungen oder Habitataufwertung

Waldleistungen

Den Waldleistungen Holzproduktion, Schutz vor Naturgefahren, Kohlenstoffspeicher, Erholungsraum, Habitataufwertung und Wasserfilter kommen unterschiedliche Bedeutungen zu. Am wichtigsten ist der Schutz vor Naturgefahren zu sein, gefolgt von der Holzproduktion (Abbildung 27).

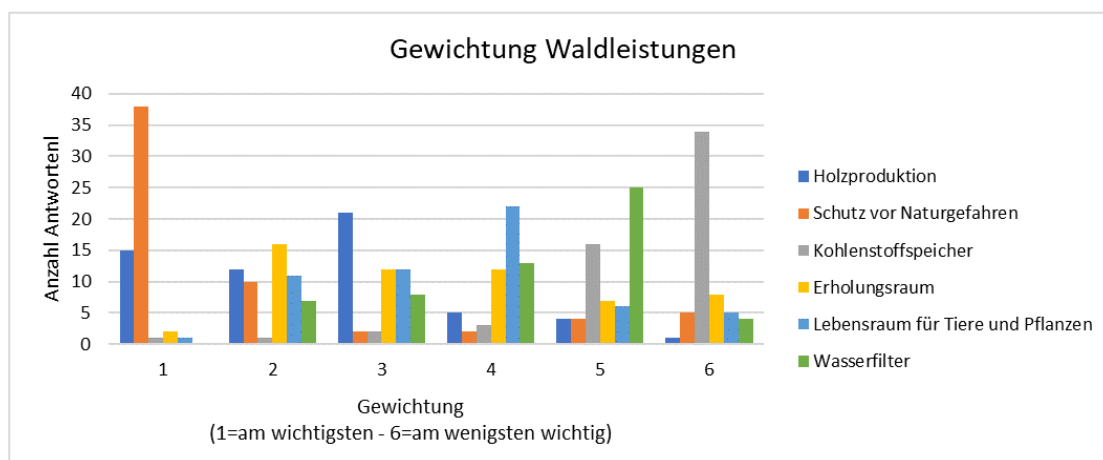


Abbildung 27: Bedeutung von Waldleistungen (1=wichtigste, 5=unwichtigste)

Etwa die Hälfte der Betriebe hat ganzjährig viele Erholungssuchende im Wald. Bei der Finanzierung von Erholungsleistungen gibt es deutliche Unterschiede, wobei die Finanzierung durch Eigentümer und Holzerlöse dominiert (Abbildung 28).

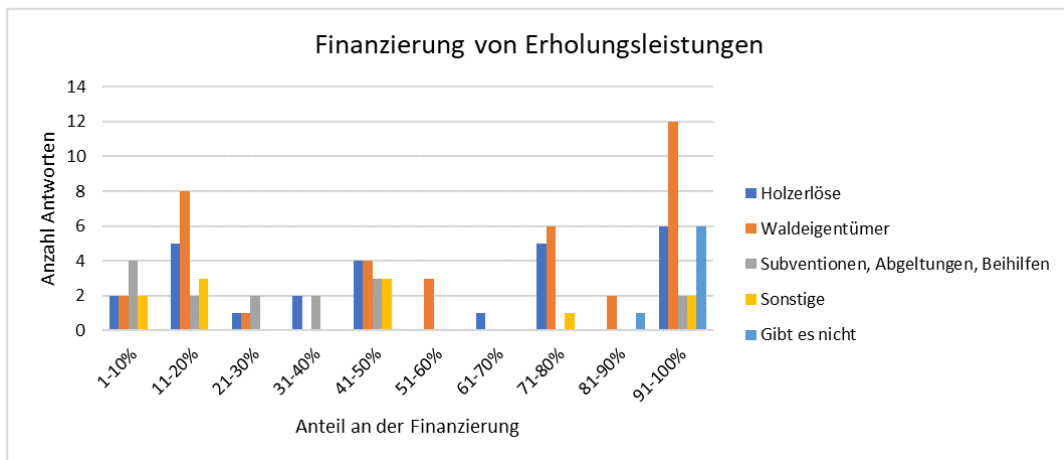


Abbildung 28: Anteile der Finanzierung von Erholungsleistungen

Habitataufwertungen und der Schutz vor Naturgefahren werden hingegen auch zu einem grossen Teil durch Subventionen, Abgeltungen und Beihilfen finanziert. In vielen Betrieben werden zusätzliche, über gesetzliche Vorgaben hinausgehende, kostenrelevante Massnahmen durchgeführt – grösstenteils freiwillig, teilweise aber auch, weil es vom Eigentümer gefordert wird.

Die Umfrage wurde mit ein paar soziodemographischen Fragen abgeschlossen. Die Mehrheit der Betriebsleitenden ist 51 bis 60 Jahre alt (Abbildung 29), bis auf eine Ausnahme männlich und hat seit dem Abschluss an der Försterschule (93%) mehr als 10 Jahre Erfahrung in der Wald- und Forstwirtschaft (Abbildung 30).

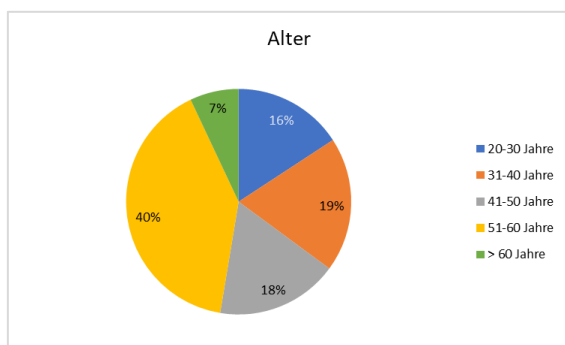


Abbildung 29: Altersverteilung der befragten Betriebsleitenden

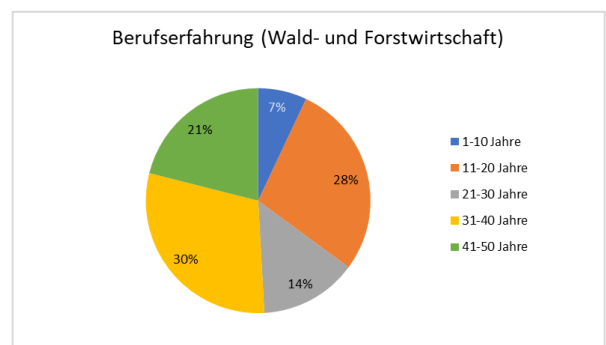


Abbildung 30: Berufserfahrung in der Wald- und Forstwirtschaft

6.1.2 Bevölkerung

Wie bereits erwähnt, gab es seitens der Bevölkerung 2'586 vollständig ausgefüllte Umfragen. Die Auswertung wurde zunächst für beide Sprachen getrennt gemacht. Häufig waren die Antworten jedoch sehr übereinstimmend, weshalb die beiden Sprachregionen bei den Grafiken wieder zusammengefasst wurden. Wo es deutliche Unterschiede gab, wird explizit darauf hingewiesen. Etwa 2/3 der Umfragen wurden auf Deutsch und 1/3 auf Französisch ausgefüllt. Ein geringer Teil (0.6%) der Umfrageteilnehmer/innen besitzt selbst Wald.

Besuchsverhalten

Etwa die Hälfte der Befragten ist mindestens einmal wöchentlich im Wald (Abbildung 31) und benötigt für den Weg dorthin maximal 20 Minuten (Abbildung 32).

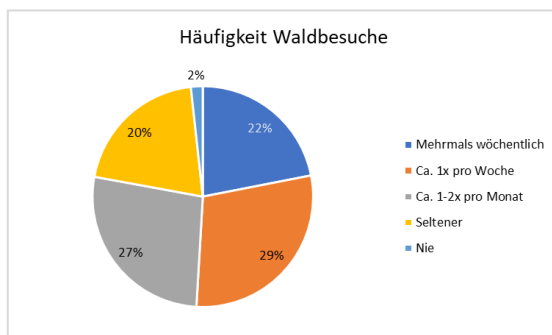


Abbildung 31: Häufigkeit von Waldbesuchen

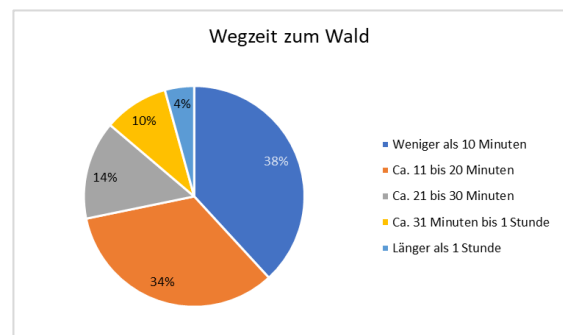


Abbildung 32: Wegzeit zum Wald, der am häufigsten besucht wird

Bei der Anreise zu dem Wald, der am häufigsten besucht wird, gibt es Unterschiede zwischen den Sprachregionen. Bei den französisch ausgefüllten Umfragen wählen deutlich mehr das Auto (Abbildung 33).

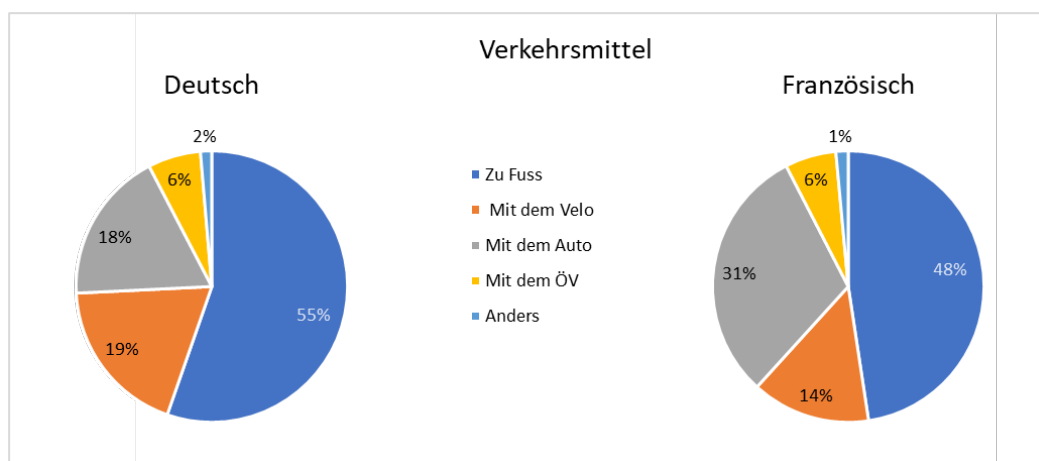


Abbildung 33: Gewähltes Verkehrsmittel, um zu dem Wald zu gelangen, der am häufigsten besucht wird - Unterschiede zwischen deutsch- (links) und französischsprachigen (rechts) Antworten

Bei den Aktivitäten im Wald gibt es keine grösseren Unterschiede zwischen den beiden Sprachregionen. Die meisten Antworten gab es bei «Spazieren / wandern», «einfach im Wald sein» und «Natur beobachten» (Abbildung 34)

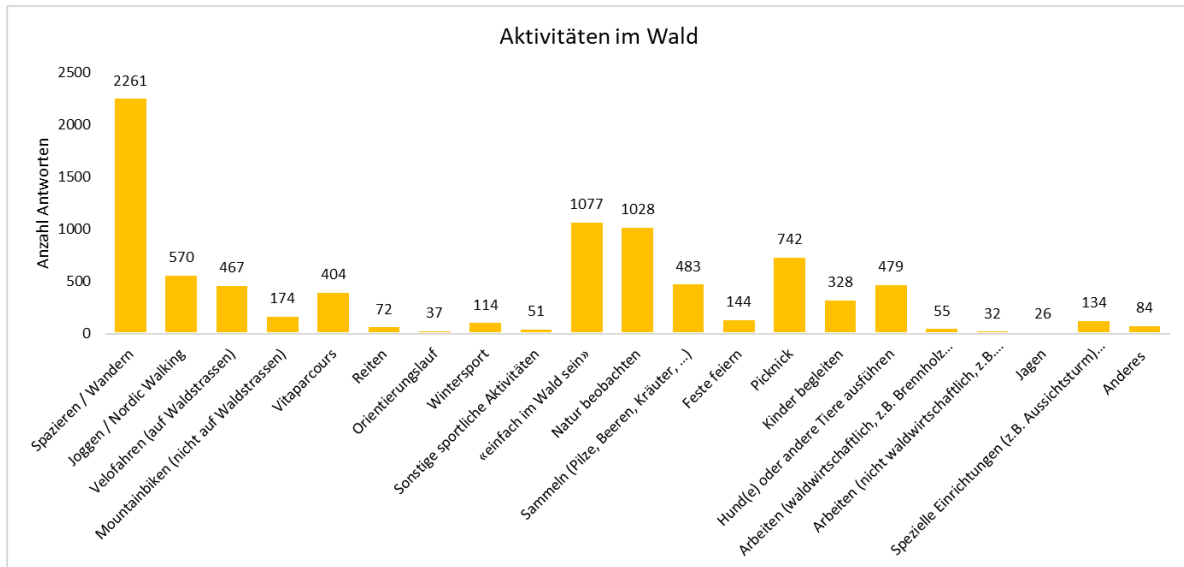


Abbildung 34: Im Wald ausgeübte Aktivitäten. Die Auswahlmöglichkeiten waren vorgegeben, Mehrfachantworten waren zulässig

Bei der Zeit, die im Wald verbracht wird, gibt es deutliche Unterschiede zwischen Sommer- und Winterhalbjahr. Im Winter sind die Waldbesuche durchschnittlich kürzer (Abbildung 35).

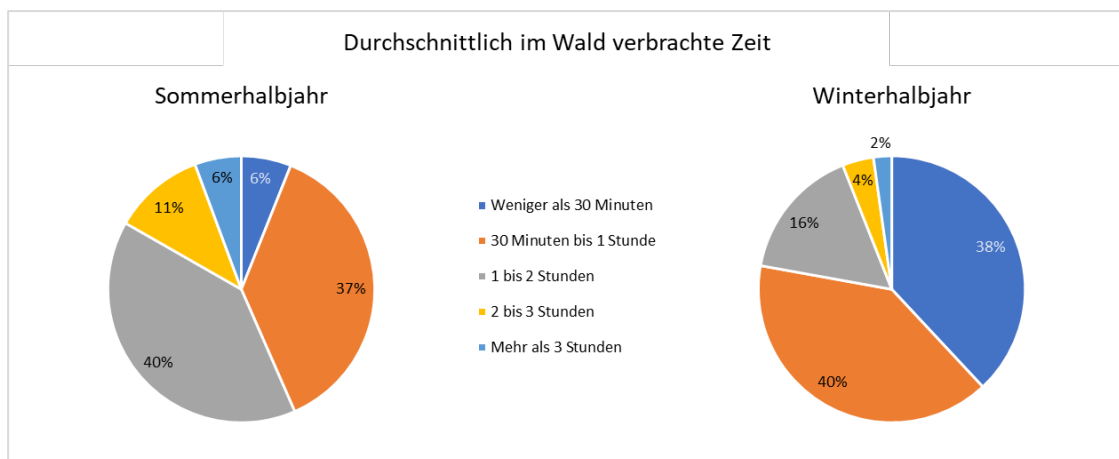


Abbildung 35: Dauer Waldbesuche - Vergleich zwischen Sommer- und Winterhalbjahr

Bei ihren Waldbesuchen fühlt sich nur ein kleiner Teil der Befragten öfter durch andere gestört, mehr als 90% fühlen sich nur selten oder nie gestört.

Fragen zum Wald

Laut Einschätzung der befragten Bevölkerung befinden sich in den Wäldern, die sie besuchen etwa gleich viele Laub- wie Nadelbäume und es herrschen mehrheitlich dauerwaldartige Strukturen vor.

Hinsichtlich der Strukturen gibt es Unterschiede zwischen den Sprachregionen – bei den auf Französisch ausgefüllten Umfragen gibt es häufiger dauerwaldartige Strukturen (Abbildung 36).

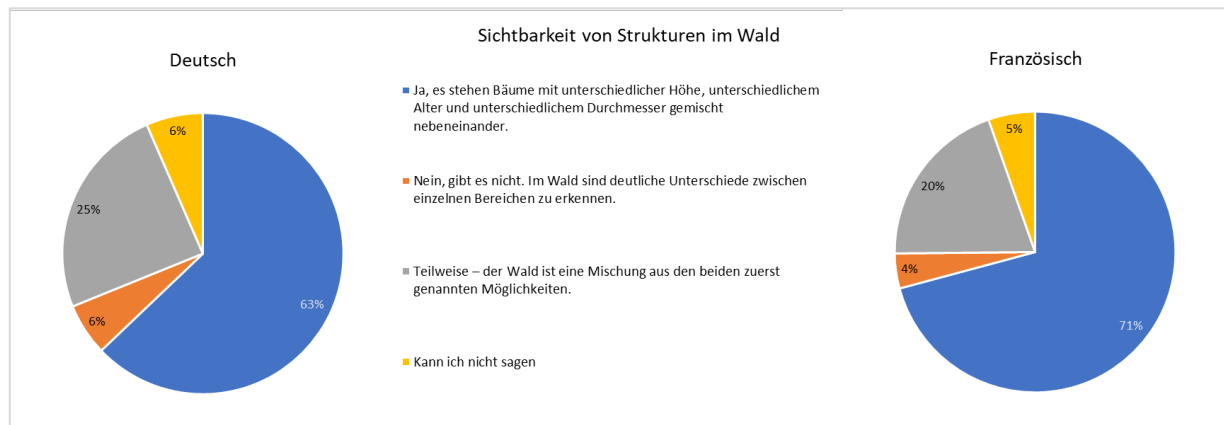


Abbildung 36: Struktur der Wälder

Schwierig war für die Befragten die Einschätzung der Anzahl Baumarten mit mehr als 10% der Fläche – teilweise wurde diese Frage, wie auch schon bei den Betriebsleitenden, missverstanden. Deutlich leichter zu beantworten war die Frage nach der Sichtbarkeit von Holzschlägen. Auch hier gab es deutliche Unterschiede zwischen den beiden Sprachen – bei den französisch ausgefüllten Umfragen ist das Empfinden der befragten, dass Holzschläge deutlich sichtbarer sind (Abbildung 37).

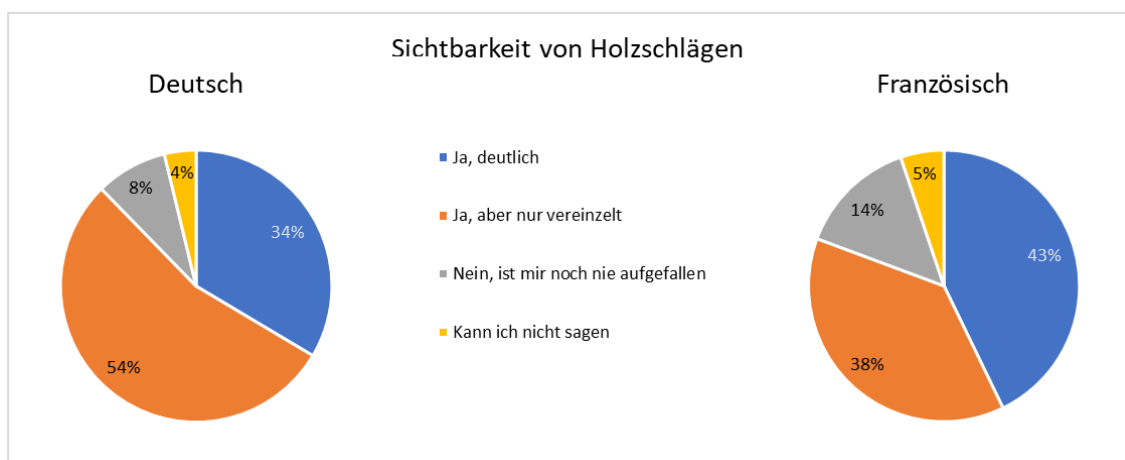


Abbildung 37: Sichtbarkeit von Holzschlägen - Unterschiede zwischen den Sprachregionen

Auch bei der Einschätzung der eigenen Informiertheit gibt es deutliche Unterschiede. Die deutschsprachigen Umfrageteilnehmenden fühlen sich besser informiert (Abbildung 38), wobei es bei den Informationsquellen kaum Unterschiede gibt und die Anteile der Informationsquellen nahezu identisch sind (Abbildung 39).

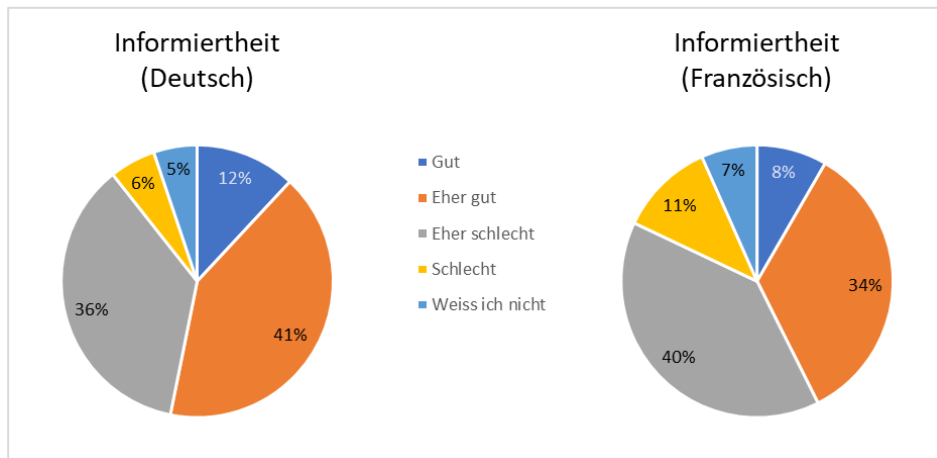


Abbildung 38: Einschätzung der eigenen Informiertheit, getrennt nach Sprachregionen

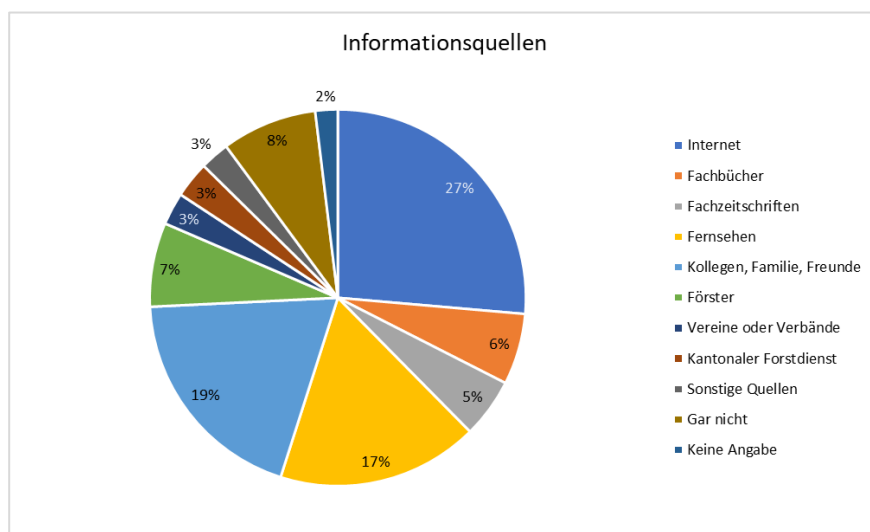


Abbildung 39: Informationsquellen für Themen rund um den Wald

Ebenfalls äusserst einig sind beide Gruppen darin, dass die Waldfläche der Schweiz sich weiter ausdehnen sollte oder gerade richtig ist (zusammen etwa 90%). Einigkeit herrscht auch darin, wie die Intensität der Holznutzung eingeschätzt wird (Abbildung 40).

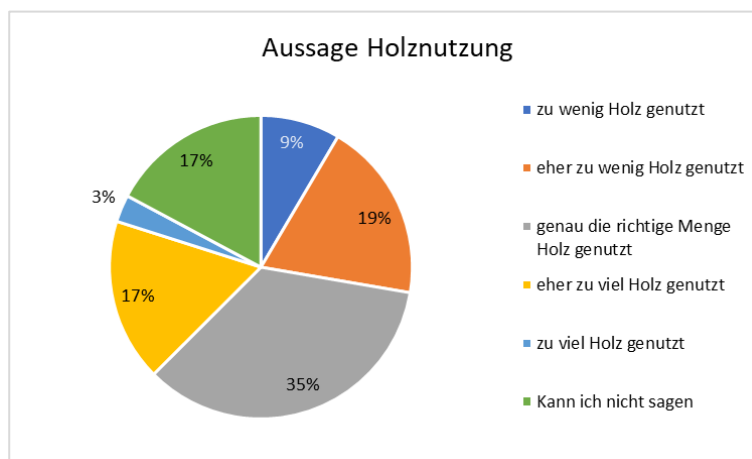


Abbildung 40: Meinungen zur Holznutzungsmenge im Schweizer Wald

Bei der Wichtigkeit der verschiedenen Waldleistungen gibt es deutliche Unterschiede zu den Meinungen der Betriebsleitenden. Dort waren vor allem der Schutz vor Naturgefahren und die Holzproduktion wichtig. Für die Bevölkerung ist der Wald vor allem als Lebensraum für Tiere und Pflanzen wichtig, die Holzproduktion eher unwichtig (Abbildung 41).

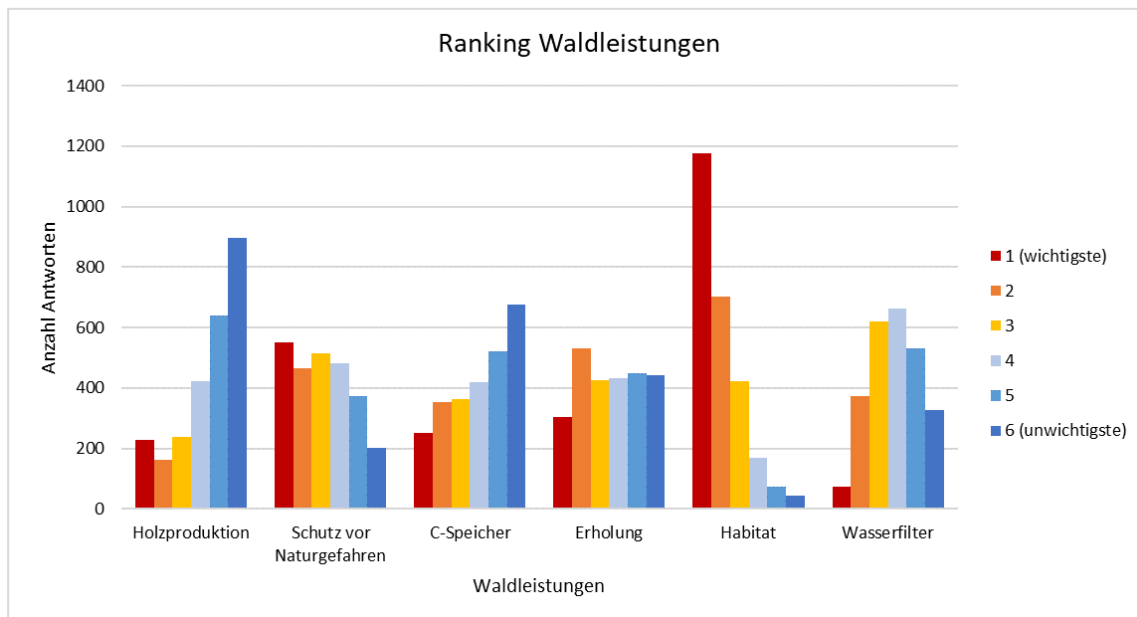


Abbildung 41: Priorisierung von Waldleistungen aus Sicht der Bevölkerung (1=besonders wichtig, 6=am wenigsten wichtig)

Soziodemographische Daten Bevölkerung

Bei den soziodemographischen Daten wurden Quoten vorgegeben. Da diese bereits beschrieben wurden, wird an dieser Stelle nicht mehr auf Alter, Geschlecht, Bildungsabschluss und Wohnregion eingegangen.

In den meisten Haushalten leben zwei Personen ohne Kinder (Abbildung 42).

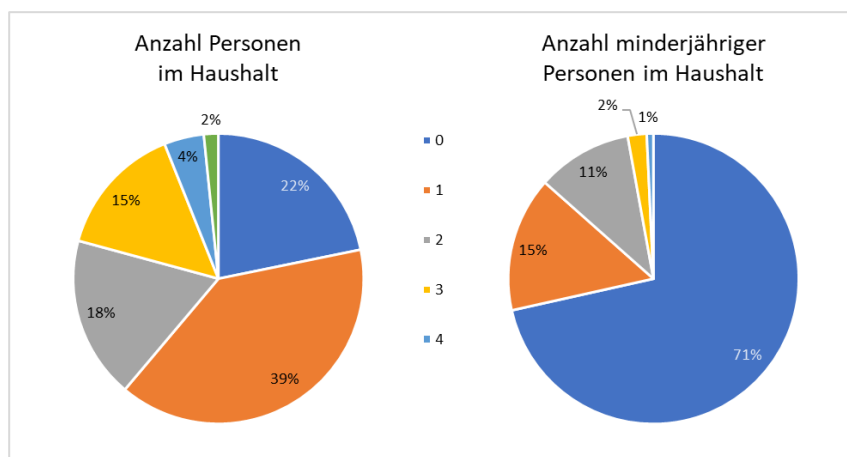


Abbildung 42: Anzahl der Personen, die im Haushalt leben (links) und davon minderjährige Personen (rechts)

Betreffend die berufliche Tätigkeit sind die meisten Befragungsteilnehmer/innen im Dienstleistungssektor tätig oder konnten sich keiner der vorgegebenen Kategorien zuordnen (Abbildung 43)

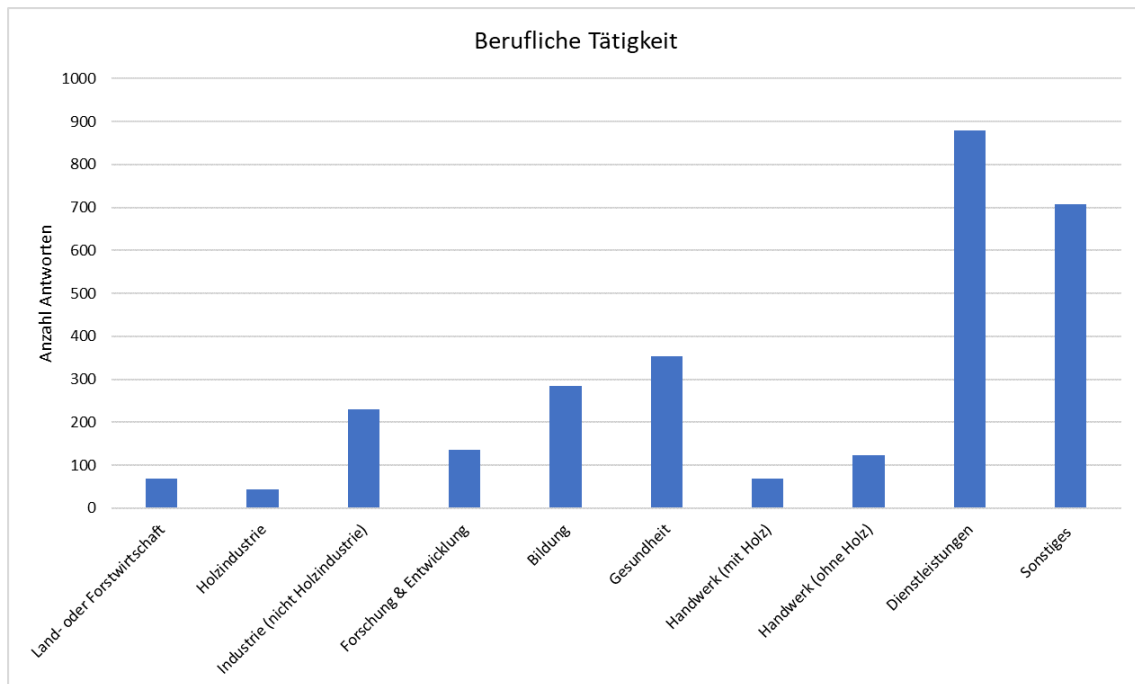


Abbildung 43: Berufliche Tätigkeiten der Befragungsteilnehmer/innen

Bei der politischen Haltung gibt es ein ausgeglichenes Verhältnis der verschiedenen Orientierungen, auffällig ist jedoch, dass es bei den französischsprachigen Teilnehmenden einen erheblich grösseren Anteil ohne politischer Haltung gibt.

6.2 Artikel 1

Müller, Alexandra; Knoke, Thomas; Olschewski, Roland (2019): Can Existing Estimates for Ecosystem Service Values Inform Forest Management? In *Forests* 10 (2), p. 132. DOI: 10.3390/f10020132.



forests



Review

Can Existing Estimates for Ecosystem Service Values Inform Forest Management?

Alexandra Müller ¹, Thomas Knoke ^{2,*} and Roland Olschewski ³

¹ School for Agricultural, Forest and Food Sciences HAFL, Division Forest Sciences, Bern University of Applied Sciences, Länggasse 85, CH-3052 Zollikofen, Switzerland; alexandra.mueller.2@bfh.ch

² TUM School of Life and Food Sciences Weißenstephan, Technical University of Munich, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, D-85354 Freising, Germany

³ WSL Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, Environmental and Resource Economics, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf, Switzerland; roland.olschewski@wsl.ch

* Correspondence: knoke@tum.de; Tel.: +49-8161-71-4700

Received: 8 January 2019; Accepted: 2 February 2019; Published: 6 February 2019

Abstract: This paper aims at analyzing whether existing economic value estimates for forest ecosystem services (ES) might be transferred and used for valuation purposes elsewhere, and whether these data are appropriate for application in forest management. Many forest ES are public goods or positive externalities, and as a consequence they do not have a market price. The valuation of forest ES can provide important information for decision making in forest management and planning as well as in political processes, especially by allowing the comparison of different alternatives and helping set priorities for practical actions, as well as developing financial incentives or support mechanisms. We analyze whether an integrated economic valuation model for forest ES can be developed based on existing published data. To achieve this, we assess to which extent a benefit transfer could be expedient, and which challenges must be addressed. Based on a literature search, we compiled an extensive database of forest ES values. Given that these values vary substantially for the same ES, such a database alone does not seem useful to serve as a decision and management support tool. In addition, the available information mainly focuses on forests as such, and does not include desirable forest composition and management targets. If existing estimates should be transferred and used for forest management decisions, both the background conditions of the primary studies and the indicators used for valuation need to be specified in detail. The most expedient approach in this context seemed to be a valuation function transfer based on a broad set of indicators, offering the possibility to adapt the valuation function to changing background conditions.

Keywords: Economic valuation; forest ecosystem services; benefit transfer; forest management

1. Introduction

Many ecosystem services (ES) are public goods, which are defined by non-rivalry and a non-excludability (e.g., the opportunity to use forests for recreation), or positive externalities (e.g., the sequestration of carbon in forest biomass). Such goods and services are not traded on markets, and thus do not have a market price based on the interaction of supply and demand. This situation can lead to inefficient over-exploitation or under-provisioning of ES [1]. To assure an efficient and sustainable provisioning of ES, it is useful to integrate them into management and planning processes. ES valuation can be informative in different ways [2,3]:

- Assessing and evaluating the impact of alternative actions and therefore serving as a decision support instrument to assess whether an intervention is economically reasonable.

- Examining the distribution of costs and benefits generated by an ecosystem or intervention to identify winners and losers and allocate scarce resources among competing demands.
- Identifying potential financing sources, e.g., for conservation purposes to help make them financially sustainable.
- Providing a tool for improving decision-making processes.

Concerning the last point, the valuation of ES can be a useful gateway for addressing forest management issues [4,5]. In this light, Pearce [6] (p. 284) stated that assigning “... economic values to nonmarketed benefits has the potential to change radically the way we look at all forests...”. However, only few studies have achieved a transparent integration of ES into forest-related decision making [7–10]. Especially regarding public forests, it is essential to consider ES in forest planning and decision-making, because beyond timber production, it is a decisive requirement that these forests support public welfare. For example, in Switzerland, about two-thirds of the forest area are under public ownership (mainly cantons and communes) [11], and many foresters and forest owners regard the supply of forest ES, e.g., recreation or protection, as public obligation [12].

Still, there is a lack of studies on the consequences of integrating the growing knowledge on ES and implementing the ES concept into actual decision making [13]. Here, we will (i) critically review the principle opportunities of how to integrate ES into forest decision making, (ii) present an attempt to do so based on existing data, (iii) show the problems with using available data on ES values, and (iv) discuss the advantages of integrating forest ES into decision making despite several hurdles on the road to success.

Figure 1 shows the interaction of ecosystem structures and processes as well as ecosystem services and human well-being. To make well-founded management decisions, it is important to determine the costs and benefits of changes in the provisioning of various ES and integrate this information into forest planning. So far, research dealing with the (economic) valuation of ES has often focused on the supply side [14].



Figure 1. Interaction of ecosystem structures and processes (supply side) as well as ecosystem services and human well-being (demand side) [15] (p. 19, with alterations).

According to Plieninger et al. [16], demand is defined by people's general preferences and value orientations, as well as by the sociodemographic and socioeconomic characteristics of different groups. The interaction of the supply and demand factors determines the use of ES, as illustrated by Hegetschweiler et al. [17] for cultural ecosystem services, such as recreation (Figure 2). Nevertheless, it must be considered that many ES are regarded as public goods with a lack of marketability, which in turn leads to market failure [18]. Comparing the demand and supply of forest ecosystem services might lead to an adaptation of the ES supply portfolio in forest planning processes.

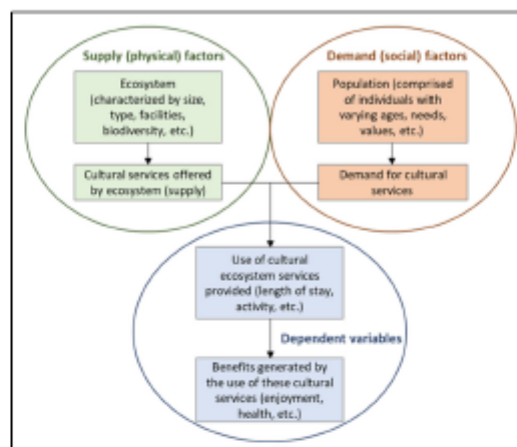


Figure 2. Confluence model: how supply and demand factors determine the use of cultural ecosystem services [17] (p. 49, adapted).

To be able to react on future changes in the demand of ES, it is essential to maintain multiple options in ES management. It can help to incorporate and combine different perspectives [19], e.g., by integrative approaches building on multi-criteria methods. However, information on how to integrate different ES into forest-related decision making is quite rare, especially when it comes to forest optimization and the influence on forest composition and management. The economic valuation provides an opportunity to express ES values in monetary units, and thus, to make them comparable.

When valuing and comparing ES, it must be considered that valuation attempts are mostly based on values or prices. The value of a good is determined by a person's attitude toward it. It depends on how well a good or service satisfies an individual's needs. Given that utility is not directly measurable, the willingness to pay (WTP) for a good or service can be used as a second-best indicator. This means the value of a good or service can vary for different people. In contrast, the price is determined through the market mechanism. Thus, the interaction between supply (the marginal cost of producing the good or service) and demand (marginal willingness to pay) leads to the market price, which is equal for all customers [20].

WTP is the amount of money that somebody is willing to pay for a good or service, e.g., a fee for enjoying a recreational area. Willingness to accept (WTA) is the respective amount that somebody would request as a compensation for an intervention, for example for being excluded from enjoying a good or service [21]. Existing value estimates based on WTP/WTA are frequently transferred to other study regions (benefit transfer, BT) [22]. BT is used to enable a valuation even if no primary data exists or a primary valuation of ES in a study region is not feasible or impossible.

Depending on which approach is chosen, different estimates result. The key question is: how and to which extent can a valuation of forest ES based on the above-described approaches support decision-making and planning processes? Therefore, we first present two attempts how ES can be integrated in decision-making processes, and briefly introduce different valuation approaches. Afterwards, we describe our attempt to develop forest ES values via BT based on a forest ES database. Finally, we discuss the consequences related to the initial question of how forest ES can be included in decision-making processes and forest management.

2. Methods: Integration of ES in Decision Making, Analysis of Secondary Data, and Transferability of Results

Basically, ES can be integrated in decision-making processes in two ways, via multiple-criteria decision analysis (MCDA) or economic valuation. MCDA offers the possibility to solve complex problems [23] by evaluating multiple aspects, e.g., various ES [24] and by integrating diverse data, information, models, and methods [25]. Furthermore, trade-offs between different approaches can be assessed, which can be critical for the effectiveness of forest management planning [ebd.]. MCDA is based on the principle that different alternatives are evaluated by a defined set of criteria [26], which can, on the one hand cover different perspectives, such as an economic, environmental, or a social point of view [27], and on the other hand consider temporal as well as spatial interactions within an ecosystem, e.g., different forest stands [28]. MCDA helps to objectively evaluate management alternatives as well as trade-offs [ebd.]. The analysis of these trade-offs “may provide further insight about the forest management planning problem and help set adequate levels of achievement for various objectives” ([29], p. 64). Furthermore, MCDA facilitates a ranking of different alternatives based on their performance measured by a set of decision criteria [30] in situations where decision problems and decision-making processes show a high variation. It fits in cases requiring a strong interaction of theory and practice [31]. MCDA offers the possibility of combining different approaches and methods, with the great advantage of complementing each other [32]. Figure 3 gives a schematic example:

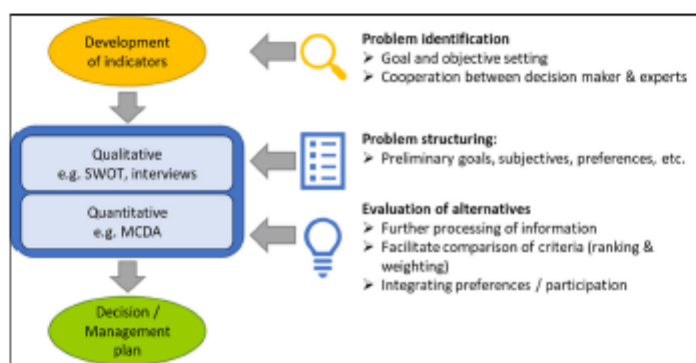


Figure 3. Combining different approaches (e.g., SWOT and multiple-criteria decision analysis, or MCDA) in a planning process [24] (p. 375, with alterations).

A special form of multi-criteria optimization, especially when there are competitive objectives, are Pareto frontier methods, as described by Borges et al. [29] and Tóth et al. [33]. As an alternative to MCDA methods, the economic valuation is aimed at making comparable various ES by expressing their value in monetary units. In this way, ES can be considered in decision making, planning, and optimization processes. So far, there are only a few studies that have used economic ES values for forest optimization (e.g., [10]), while others have applied economic values to demonstrate the effects of including ES in land-use planning (e.g., [34,35]). One of the most frequently used methods to determine economic values of ES is benefit transfer.

To be able to integrate ES in forest planning and optimization, several aspects must be considered, e.g., the demand for ES and indicators for the economic valuation. Therefore, we compiled a database of forest ES values with the aim of generating a pool of values from which the appropriate estimates can be selected to build a suitable subset for the respective decision situation. For this purpose, the background conditions of the primary studies (e.g., political framework, social context, forest composition etc.). Further, the indicators used for valuation need to be specified in detail. Primary studies investigate ecosystem service values based on either of the below described valuation methods: travel cost method, hedonic pricing, contingent valuation, or choice experiments. Based thereon, one could in a first step identify a set of potentially important ES. Second, these can be restricted to a subset of key ES. Third, stakeholders and their influence must be identified as well

as stressors and drivers of the ES provision. Fourth, linkages and interactions must be considered [13].

If an economic valuation of ES should be used for planning and management decisions at the enterprise level, the indicators should be elements, which can be influenced by forest management. For illustration, let's assume a forest close to a growing city, where many people go for recreational purposes, and they demand infrastructure elements such as downhill trails, barbecue areas, fitness trails, stroller-friendly footpaths, and so on. Due to the increasing demands of the population, the forest manager must decide on a reorientation of forest management currently focusing on wood production, only. If concrete economic values for the desirable characteristics of a recreational forest ES were available, she could better compare costs and benefits when turning from a wood production-oriented to a recreation-oriented forest management. In addition, she could also illustrate the outlays associated with the population's demand for recreational infrastructure.

2.1. Valuation of ES

For determining the values of ecosystem goods and services that are not traded on markets or are not directly related to markets (i.e., non-market goods and services), different valuation methods exist, which can generally be divided into three categories: (i) revealed preferences using surrogate markets (travel cost method (TCM) and hedonic pricing (HP)); (ii) stated preferences using surveys (contingent valuation method (CVM) and choice experiments (CE)); and (iii) benefit transfer (BT). In the following, we briefly describe all of the methods, while later focusing on BT as an approach to make use of the valuation results generated by the other methods.

2.1.1. Travel Cost Method (TCM)

TCM is an often-used indirect technique for the valuation of non-marketed ES [36]. It is particularly used to estimate recreational values considering revealed preferences [37]. The calculation is based on the travel expenses (in terms of money and time) that people are willing to bear to reach an area where the desired ES can be enjoyed [38]. This could, for example, be a nature reserve or a local recreation area. Basically, two different approaches of TCM exist. According to Hanley and Barbier [37], it can either be based on the number of visits and related costs or focus on how recreationalists choose their destination among different options or substitute sites.

2.1.2. Hedonic Pricing (HP)

This method uses the market results of private goods to determine the value of non-marketed goods or services [38]. More precisely, the value of an ecosystem good or service is defined by its influence on a marketed good or service. HP is most often applied by using housing prices to determine the value of the ES of the surrounding area. A property in attractive surroundings is expected to have a higher price than an identical property in a less attractive area. The price difference of otherwise identical properties reveals buyers' preferences and can be assigned as a monetary value to the ES (e.g., landscape value).

2.1.3. Contingent Valuation Method (CVM)

CVM is aimed at directly determining the willingness to pay for, or the willingness to accept, a marginal environmental change. This method is based on interviews or questionnaires, and is quite similar to classical market research methods [39]. CVM can either estimate the minimum amount of compensations that people claim for a loss of ecosystem services (willingness to accept) or the maximum willingness to pay for an ES improvement. In principle, CVM collects information about the benefits from ecosystem services by building up theoretical markets and eliciting the willingness-to-pay/accept for this service on a random basis. Since its first use in 1963, CVM "has become the most widely used (and perhaps most controversial discussed) of all the environmental valuation techniques" [36].

2.1.4. Choice Experiments (CE)

Similar to CVM, choice experiments belong to the stated preference approaches, which can be used to determine the willingness to pay for, or the willingness to accept, environmental changes. [40]. In contrast to CVM, respondents can choose among different options consisting of several attributes with different levels, often including a monetary (price) attribute and an opt-out/status quo option [41]. The aim is to determine the importance of and willingness-to-pay (WTP) for specific attributes of an ES, e.g., the duration and effectiveness of protection from environmental hazards.

2.1.5. Benefit Transfer (BT)

The basic idea of BT is to use and transfer results from existing (primary) studies, e.g., found by use of the methods mentioned above, to generate and determine monetary values for new and unstudied but comparable sites and valuation situations (secondary studies) [42].

BT could be a suitable method to acquire data and provide information for forest management planning or optimization at relatively low costs [36,42]. According to Czajkowski et al. [43], BT is the most commonly applied method for valuing non-marketable goods and services, especially if the aim of the valuation is practical policy application. Principally, BT can be based on two approaches [44]: (i) transferring value estimates 1:1, or adapting value units and (ii) transferring values based on statistical functions considering covariates such as income levels or median values derived from a meta-analysis. The following examples illustrate the two options:

Value transfer: Assume that in a primary study A, it was revealed that a forest of 100 hectares near a big city has a recreational value of 50 United States dollars (USD) per hectare and year. Accordingly, its overall recreational value is 5,000 USD (50 USD/hectare/year \times 100 hectares). Suppose that in a second, comparable region B, the recreational value of a forest of 50 hectares near another city should be valued. Transferring the estimates of the primary study to the second region results in a recreational value of 2,500 USD (50 USD/ha/year \times 50 ha).

Function transfer: Assume that the recreational value of the forest in study region A was calculated based on a more complex function including independent variables such as gross domestic product (GDP) per capita, population density, the number of residents, frequency of visits, etc. Now, instead of using the final value per hectare, the entire valuation function is transferred and applied to the secondary study B by adapting the variables to the respective background conditions of study region B.

There is no general rule about which approach is more appropriate or advantageous. Czajkowski et al. [43] showed how value transfer leads to acceptable results if the background conditions of the primary and secondary study site are similar. If this is not the case, function transfer seems to be more suitable.

When checking the study sites for comparability, the following aspects should be considered (based on [45]):

- The specific services in question (extent, quality) and type of change that was analyzed (e.g., marginal improvement or avoidance of deterioration).
- The valuation question: willingness to pay (e.g., to avoid negative changes or achieve positive changes) or willingness to accept (e.g., to accept a negative change or the non-occurrence of a positive change).
- The addressee of the study (national, regional, or local sample; private persons, enterprises, or experts).
- The characteristics of the population.
- The geographical location.
- The time the survey was conducted (considering inflation and changes in exchange rates).

Johnston et al. [42] described three major problems and restrictions that regularly occur in BT:

- **Scaling:** Unit values must be adjusted when they are transferred to larger geographic areas or scales [46].

- Site, context, and commodity similarity, e.g., the similarity between available substitutes and complements of the good or service in question.
- Additional challenges for international BT, e.g., currency conversion, user attributes.
- Accurate understanding of welfare-influencing quantities and qualities of goods at affected sites.
- Data sources and selectivity: It is necessary that the primary studies are of high quality (e.g., appropriate reporting of data and methods) and offer an unbiased sample of the population's empirical estimates; these in turn must provide an unbiased representation of true resource values.

The suitability of the different methods for economic valuation purposes depends on the valuation context, e.g., it is recommended to not just rely on one single method, but to use different methods complementarily. However, such a procedure would require substantial additional efforts and costs. When taking account of all these requirements, comparing the results of different studies and transferring them from one study region to another is expected to be a promising way of determining the values of ecosystem services in general.

In this paper, we set our focus on BT and explored to which extent it can be used to value forest ecosystem services at the enterprise level. Therefore, a database of valuation studies was compiled considering the following forest ecosystem services:

- Biodiversity promotion and conservation
- Carbon sequestration and storage
- Recreation
- Protection from natural hazards
- Quality and quantity of drinking water.

2.2. Data Collection

To support an assessment of available ES value information, we conducted a literature review, resulting in a database of forest ES values. The literature review was based on databases such as CAB abstracts, ScienceDirect, and snowball-like cross-referencing from different large studies, such as the Millennium Ecosystem Assessment or TEEB (TEEB = The Economics of Ecosystems and Biodiversity). We focused on Switzerland as a case study, because ES play a major role and are part of federal policy (e.g., [47]). Consequently, the investigation started with Swiss studies and was then extended to other countries to put the Swiss results into an international context. When searching in literature databases, keywords such as "forest", "ecosystem service" (we used both forest ES, and ES in general), "value/valuation of (forest) ecosystem services", and combinations between "valuation of" and names of ES (e.g., protection from natural hazards) were used as well.

The database currently comprises 108 valuation studies (the complete list of references is included as Supplementary Information) and considers the following forest ecosystem services and studies' publications years:

- Biodiversity promotion and conservation: 2008–2015
- Carbon sequestration and storage: 2001–2016
- Recreation: 2001–2016
- Protection from natural hazards: 2009–2015
- Quality and quantity of drinking water: 2009–2014

Figure 4 shows the countries of origin and number of studies of the different forest ecosystem services.

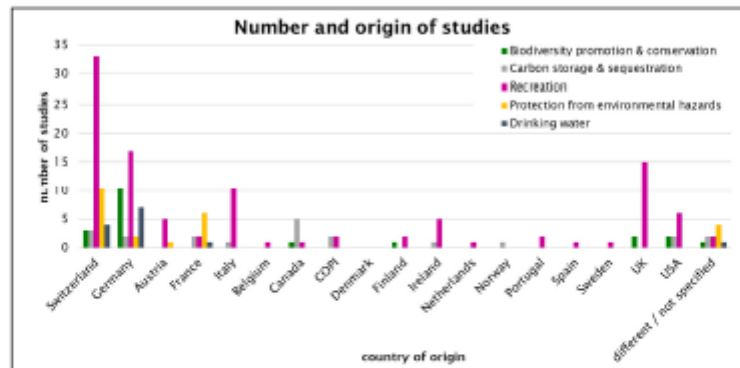


Figure 4. Overview of number and origin of the database's valuation studies.

In cases where studies were based on other studies without major adaptations, e.g., recalculations based on other spatial units, we only kept the primary study. To facilitate the comparability of the studies, the results were converted to US dollars where possible (Appendix A).

3. Results

The database analysis showed a wide range of valuation results for all of the forest ES categories. Figure 5 provides an overview of the high dispersion of valuation results.

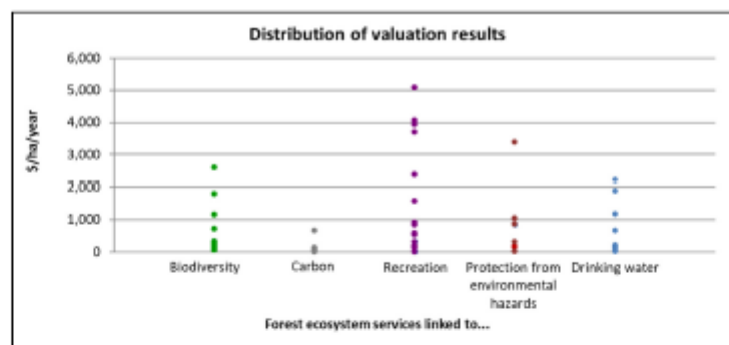


Figure 5. Distribution of economic valuation results extracted from the developed database. (Existing values above 6000 \$/ha/year are omitted in the figure for presentation purposes).

This high dispersion limits the meaningfulness of calculating average values. Even if extremely high or low values are ignored, mean values based on the remaining data are still difficult to interpret, and it is uncertain how robust and useful valuation results really are, if they show such a wide range. That does not mean that existing valuations are inappropriate. It just indicates that valuation is highly context-specific, so it is difficult to transfer the results of existing studies to other valuation cases. In the following subsections, we present and explain our findings separately for the different forest ecosystem services.

3.1. Biodiversity Promotion and Conservation

Ecosystems provide essential habitats for plants and animals [48]. For the studies included in the database, the focus was on the valuation of biodiversity conservation and the promotion of such habitats. Our analysis showed that the most common method to determine the value of habitat

services was CVM. In the database, 12 out of 21 values had been derived based on this method. Another three values of biodiversity were also based on the willingness to pay, but the applied method was not indicated. Most values ranged between 100–800 USD/ha/year. There were several values above the major scatter, especially regarding biodiversity conservation. Two of them were around 9,000 USD/ha/year; they referred to very specific cases: rarely visited remote forests in the United Kingdom (UK) and a conservation program in the United States.

As biodiversity is one of the core elements of all ecosystems, research is at odds as to which extent it can be valued. There is no consensus on whether biodiversity itself is an ES or not. According to Mace et al. [49], biodiversity can be regarded from three different perspectives. First, it can be a regulator of ecosystem processes, e.g., top predators as population regulators. Second, elements of biodiversity can be a final ES, e.g., pollinators securing food crops. Third, biodiversity can be a good, e.g., animals or plants that are recognized for their charisma or aesthetic appeal. In addition, biodiversity may have a direct influence on the net primary production of an ecosystem [50]. Keeping these aspects in mind, biodiversity can be regarded as a crucial component at all levels of the ES spectrum, and can therefore not be valued comprehensively. Nevertheless, biodiversity should be considered, if the economic valuation is going to serve as guidance for forest management and planning, even if only single components of biodiversity or their influence on other ES can be valued [51].

Especially in the case of benefits generated from regulatory and habitat functions, several problems arise, as described by Barbier [52]. First, habitats might be non-renewable resources, although providing renewable service flows. Second, these services are usually not marketed, which makes valuation more difficult and often leads to an underestimation of their value. Third, their benefits are threatened by the disappearance of natural ecosystems and habitats due to land conversion and land-use changes. Spangenberg and Settele [53] as well as Barbier [52] emphasized that a valuation of these services helps distinguish the costs related to options of action, and is therefore important for efficiently managing natural ecosystems and their services, especially when it comes to managing critical environmental assets and the assessment of decisions about land use involving trade-offs and their consequences [50]. A precondition is that the chosen valuation methods are “scientifically sound and solid, based on (objective) biophysical measurements of the object to be valued, including aggregate error margin information, from the natural science assessments through to the monetary valuation” [53] (p. 107).

3.2. Carbon Sequestration and Storage

Concerning the impact of forests on atmospheric carbon dioxide concentration, the main aspects to be valued are storage and sequestration. The focus of the studies included in the database is on temperate mixed forests and was, for comparison, extended to boreal forests. Most values have been derived through estimations based on market prices. Another approach to be mentioned is to determine the social cost of the carbon emissions, resulting in a much higher values per ton of carbon (e.g., [54]). Nevertheless, concerning our database, this approach did not generally result in higher values.

Especially concerning sequestration, the distribution of values shows a wide range between 16 USD/ha/year (Canada) and 658 USD/ha/year (France). Furthermore, the database includes an outlier of about 9,500 USD/ha/year, which has been excluded from the further analysis. This value is forecasted for the year 2050, and is the mean value of an estimated lower and upper limit. The low per-hectare values compared to other forest ES show that this service is at present either economically less attractive than often assumed or possibly not valued comprehensively.

3.3. Recreation

Recreation usually shows relatively high economic values in the existing scientific studies (e.g., [30]). The most widely used valuation methods for recreation are CVM and TCM, both of which result in a wide range of valuation results, as described by Mayer and Woltering [55]. In addition, due to the lack of necessary secondary information, it was not possible to convert all the values found into

one common dimension. Therefore, the values in Table 1 are reported separately according to the categories: USD/person/year, USD/ha/year, and USD/visit.

Table 1. Distribution of values for recreational services of forests.

Unit	Minimum value	Maximum value	Range of majority of values
USD/person/year	4	1786	4–140 (79% of values)
USD/ha/year	2	5073	86–910 (58% of values, 21% below 10, 21% between 2,177–3,970)
USD/visit	1	147	1–50 (92%)

The range of results can be explained by the valuation of recreational services being usually related to local examples under quite unique specific conditions. The following list provides some examples:

- Type of recreation (e.g., biking, walking, etc.)
- Infrastructure and substitutes in the area (e.g., existing recreational facilities such as bike trails, fireplaces, etc.)
- Distance to areas of high population density (e.g., cities, hotspots for tourism, etc.)
- Personal interests (e.g., existence of a forest essential or less important to recreation)
- Conflicting elements (e.g., use intensity and diversity of type, number, and size of user groups (bikers, hikers, horseback riders))

As a result, the integration of recreational services into a general valuation system is challenging. Even when considering similar background conditions, the values still show a wide range. However, this is not surprising, since it can be assumed that not just recreational benefits but cultural ES in general are fundamentally determined by unique local characteristics and people's perceptions, and thus cannot be predicted solely based on the background conditions of the forest area. In fact, the recreational value of forest can be regarded as a conglomerate of natural and social influences on people. This finding is basically valid for all forest ES, but is particularly evident for cultural ES, given that most people have a direct relation to these services or are directly influenced by them.

Notwithstanding, the valuation of recreational forest ES can provide useful information for forest management. Especially in public forests, where the needs and well-being of the population must be addressed as a core task, recreational values can feed into adapting management strategies, while taking the specific local conditions into account. However, knowledge about which attributes influence the forest recreation value would be important when considering recreation in forest decision making. Additionally, recreational values are not only difficult to determine but also challenging to communicate to other local or regional stakeholders, as recreational ES are often supposed to mainly generate "paper benefits" that do not generate tangible payments flows" [55] (p. 383). Nevertheless, "neglecting the consumer surplus of recreation and tourism [...] would lead to a significant underestimation of the cultural ecosystem services" (ibid.).

3.4. Protection from Natural Hazards

According to our database, the values for protection from natural hazards showed an even wider range (21–37,000 USD/ha/year) than those of the other services. This is because protection from environmental hazards, similar to recreational services, usually has an impact on the local level and depends on a specific situation (e.g., the damage potential). Regarding the valuation of such services, several aspects must be kept in mind. First, the population is often highly aware and well informed of the protective function of forests [56,57], which is important to the reliability of survey answers, as it is more likely that the valuation topic will be well understood. Second, the often-used scenario "without forest" is not realistic. If forests disappeared, authorities would be obliged by law to provide protection by other measures. Furthermore, in the long term, other biophysical functions would be affected as well if forests disappeared, e.g., soil conditions would change (such as erosion or ground

roughness). Third, future development should be considered, e.g., the possibility of more frequent natural hazards due to climate change, which might change the value of protective forests. Given these considerations, it is plausible that the values reported for protection from natural hazards tend to be high compared to the values of other ES.

3.5. Drinking Water Quality and Quantity

Forests can have a positive influence on groundwater quality (e.g., [58]). In Switzerland, more than 80% of the drinking water is obtained directly from groundwater [59,60]. The valuation results showed a wide range from 25–2227 USD/ha/year, with most values between 25 USD/ha/year and 211 USD/ha/year. All of the analyzed studies are price-based. The values in the database come from a small number of valuation studies and describe bundles of actions improving or ensuring groundwater quality. Furthermore, most of the values result from contractual agreements, which define compensations for different actions, e.g., the limitation of pesticide application. The main problem concerning these database entries is the often-strong correlation between them, given that some describe sets of measures, which are interlinked but valued individually. The generally rather low values for providing clean drinking water may also be influenced by the usually high available quantity of clean water, resulting in a low willingness to pay. Exceptionally high payments could be motivated by their supposed positive influence on a company's or organization's public image.

4. Discussion and Conclusions

As described in the previous section, the valuation results show a wide range within and among all of the service categories. Therefore, we intended to find a pattern explaining the range of values as a basis for clustering. First, the valuation results were grouped according to the valuation method applied. This approach did not effectively reduce the dispersion of the ES values that were found. Second, we intended to group the values according to the valuation backgrounds. This attempt turned out to be unsuccessful, because there are hardly any studies with fully comparable backgrounds. In consequence, integrating forest ES values in decision-making and planning processes using the BT of existing data seems difficult. Nevertheless, the ES concept is expected to become more and more important in public and private decision making, and the population's awareness of forest ES is supposed to grow [61]. In addition, sustainable forest management as it is promoted and practiced today aims at satisfying the needs of the population as well as preserving the forests for future generations. Consequently, ES should be an integral part of forest management and planning, and their values should be considered in decision-making processes. In this regard, Nelson et al. [62] emphasized that assessments and incentives for landowners to provide ES are necessary to bring them on the agenda of those making land-use and land-management decisions.

However, when different interests and interest groups encounter each other, conflicts are likely to appear. Especially in multifunctional forestry, where different forest ES should be provided in the same area at the same time, dissonances can be expected. Turkelboom et al. [63] defined five principal types of trade-offs:

- Change in land use
- Change in management objective
- Technical versus nature-based solutions
- Use of natural resources
- Management of conflict species

All of these trade-offs don't arise from the ES themselves, but rather are related to humans interacting with their environment. In this regard, interviews with forest practitioners are revealing. When assessing the importance of different ES and possible conflicts influencing management decisions, one important finding from those interviews was that many conflicts get inflated by the lobbying of interest groups. In this case, a transparent communication is essential, and an economic valuation of ES could serve as an argumentation aid.

A further important aspect concerning forest ES in Switzerland and other countries is the public good dilemma. As there is free access to most forests and the related ES, many people regard them as free, and are not aware of the provision being often interlinked with costs for forest owners and enterprises. The economic valuation of forest ES can help make their value visible and raise awareness in the society. Nevertheless, the results of an economic ES valuation should always be scrutinized critically. First, they depend on the study context and background (social, cultural, and economic), which must be kept in mind when interpreting them [37]. Second, valuation results depend on the chosen valuation method and the perspective taken, because the perception of ES has a significant impact on the valuation process [64]. Third, individual preferences are likely to change over time. Consequently, the value of a good or service is also subject to change, driven by the social or cultural context as well as changes in the public opinion or changing technologies [65]. The three mentioned aspects imply that valuation is always subjective, and can only provide value estimates at one point in time.

Besides being influenced by the perspective of the assessing persons and the point in time of the valuation, the value of a service can also change due to supply-side changes, e.g., in case the provision of ES becomes more difficult due to limited access or increasing costs etc. [66]. In addition, research on ecosystems always involves uncertainties; the exact scope of current and future services is often unknown. Therefore, possible variations in the expected levels of these services must be considered when making management decisions [67].

Further, ecosystems are interlinked in many ways, and influence each other [68]. These interlinkages can lead to positive or negative spillover effects. As an example, diverse forest edges offer habitats for pollinating insects, which in turn are essential for food production. Basically, the spillover effect is larger from such species-rich ecosystems to species-poorer ecosystems than vice versa, even if these effects vary among species [69]. One essential aspect of enabling spillovers is the presence of corridors, which help species migrate from one ecosystem to another. Concerning ES valuation, one can argue that the spillover effects increase the risk of double-counting ES. However, spillovers between different ecosystems are important to demonstrate their economic value and show that ES are part of highly complex systems that cannot be viewed delineated from each other. Besides having an “own” value, ES normally also have value-inducing effects on other ES [68], which on the one hand should not be neglected, but on the other hand makes a valuation even more complex (ibid.).

Related to the double-counting issue are problems when aggregating values of multiple ecosystem services. Just summing up single values for different forest ES can lead to ambiguous value estimations, as shown by the following example. If we consider the minimum, average, and maximum database values for non-further specified services in the categories biodiversity/habitat services, carbon sequestration, recreation, and protection from environmental hazards, we obtain values between two USD/ha/year and 35,108 USD/ha/year (mean: 2,883 USD/ha/year).

Using our database entries, we analyzed to which extent a value transfer is possible for forest ecosystem services in Switzerland, with the goal of developing an economic valuation model at the enterprise level. It turned out that no underlying pattern concerning the distribution of values for single forest ES can be found: neither regional differences, nor the valued service nor the applied valuation method can explain the wide range of values. Nevertheless, it is essential for forest management to take ES into consideration. Therefore, valuing local ES by primary studies seems to be a promising way of making the different ES comparable, and thereby facilitating decision-making processes in that specific area. Furthermore, the economic valuation of forest ES is a helpful tool to raise awareness, showing that forest ES are appreciated by the population but also that their provision generates costs. Comparing the costs and benefits of different forest management alternatives could be a basis for welfare-improving decisions related to the provisioning of ES. However, when it comes to transferring values to other regions, a basic requirement is the similarity of background conditions. Our results show that the transfer of specific values is hardly possible, given that the scale, dimension, and perspective of valuation studies widely differ. This makes a transfer of concrete values to a specific forest enterprise or even to the stand level infeasible.

A more expedient approach might be function transfer, provided that the above-mentioned requirements for a function transfer are fulfilled. In this case, BT offers an opportunity for researchers and policy-makers facing time and budget constraints [70], and can contribute to the design of policies that improve future developments, e.g., offering a spectrum of possibilities and different scenarios [71]. Function transfer uses a value function, which considers important variables that influence the value of an ES. It can be based on meta-analyses or on preference functions estimated for specific sites [72]. In this way, a monetary valuation based on BT can help prioritize practical actions and develop financial incentives or support mechanisms [70].

In conclusion, the valuation results of primary studies can provide useful information for comparison and decision making in a specific study area. However, their possible contribution to secondary analyses is rather limited, and BT is often restricted to function transfer, only being feasible in case specific conditions are fulfilled.

Author Contributions: All of the authors have approved the submitted version and agree to be personally accountable for the author's own contributions and for ensuring that questions related to the accuracy or integrity of any part of the work, even ones in which the author was not personally involved, are appropriately investigated, resolved, and documented in the literature. Each author has made substantial contributions to the conception of the work and the interpretation of data, and has substantively revised it.

Funding: This research was funded by the Swiss Federal Office for the Environment

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest. The sponsors had no role in the design, execution, interpretation, or writing of the study.

Appendix A

Table A1. Conversion rates for database values*

(Source: <http://www.in2013dollars.com/2016-dollars-in-2016?amount=1>).

	EUR- USD	CHF- USD	ATS- USD	DM- USD	CAD- USD	USD- USD (inflation)
1980		0.60	0.08	0.55		2.97
1981		0.51	0.06	0.44		2.69
1982		0.49	0.06	0.41		2.53
1983		0.48	0.06	0.39		2.46
1984		0.43	0.05	0.35		2.35
1985		0.41	0.05	0.34		2.27
1986		0.56	0.06	0.46		2.23
1987		0.67	0.07	0.56		2.15
1988		0.69	0.08	0.57		2.07
1989		0.61	0.07	0.53		1.97
1990		0.72	0.09	0.62		1.87
1991		0.70	0.09	0.60		1.80
1992		0.71	0.09	0.64		1.74
1993		0.68	0.09	0.61		1.69
1994		0.73	0.09	0.62		1.65
1995		0.85	0.10	0.71		1.60
1996		0.81	0.10	0.67		1.56
1997		0.69	0.08	0.58		1.52
1998		0.69	0.08	0.57		1.50
1999	1.07	0.67	0.08	0.55	0.67	1.47
2000	0.92	0.59	Newer values in EUR	0.47	0.67	1.42
2001	0.90	0.59		0.46	0.65	1.38
2002	0.95	0.64		Newer values in EUR	0.64	1.36
2003	1.13	0.74			0.72	1.33
2004	1.24	0.81			0.77	1.29
2005	1.24	0.80			0.83	1.25
2006	1.26	0.80			0.88	1.21
2007	1.37	0.83			0.94	1.18
2008	1.47	0.93			0.94	1.14

2009	1.39	0.92	0.88	1.14
2010	1.33	0.96	0.97	1.12
2011	1.39	1.13	1.01	1.09
2012	1.28	1.07	1.00	1.07
2013	1.33	1.08	0.97	1.05
2014	1.33	1.09	0.91	1.03
2015	1.11	1.04	0.78	1.03
2016	1.11	1.02	0.76	1.02
2017	1.07	1.00	0.75	1.00

*EUR = Euro, USD = US dollar, ATS = Austrian schilling, DM = German mark, CHF = Swiss frank, CAD = Canadian dollar.

References

- Helm, D.; Hepburn, C. The economic analysis of biodiversity: An assessment. *Oxf. Rev. Econ. Policy* **2012**, *28*, 1–21. doi:10.1093/oxrep/grs014.
- Pagiola, S.; von Ritter, K.; Bishop, J. *Assessing the Economic Value of Ecosystem Conservation: The World Bank Environment Department; Environment Department Paper No. 101; The World Bank: Washington DC, USA, 2004*.
- Merlo, M.; Croitoru, L. Concepts and Methodology: A First Attempt Towards Quantification: Chapter 3. In *Valuing Mediterranean Forests: Towards Total Economic Value*; Merlo, M., Croitoru, L., Eds.; CABI Publishing: Wallingford, UK, 2005; pp. 17–36.
- Milcu, A.I.; Hanspach, J.; Abson, D.; Fischer, J. Cultural ecosystem services—A literature review and prospects for future research. *Ecol. Soc.* **2013**, *18*, 44. doi:10.5751/ES-05790-180344.
- Andersen, H.B.; Klirker, C.D.; Toftager, M.; Pawlowski, C.S.; Schipperijn, J. Objectively measured differences in physical activity in five types of schoolyard area. *Landscape Urban Plan.* **2015**, *134*, 83–92.
- Pearce, D.W. The Economic Value of Forest Ecosystems. *Ecosyst Health* **2001**, *7*, 284–296. doi:10.1046/j.1526-0992.2001.01037.x.
- Bagdon, B.A.; Huang, C.-H.; Dewhurst, S. Managing for ecosystem services in northern Arizona ponderosa pine forests using a novel simulation-to-optimization methodology. *Ecol. Model.* **2016**, *324*, 11–27. doi:10.1016/j.ecolmodel.2015.12.012.
- Ferrier, S.; Ninan, K.N.; Leadley, P.; Alkemande, R.; Akçakaya, H.R.; Brotons, L.; Cheung William, W.L.; Christensen, V.; Harhash, K.A.; Kabubo-Mariara, J.; et al. *The Methodological Assessment Report on Scenarios and Models of Biodiversity and Ecosystem Services*; Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services: Bonn, Germany, 2016. doi:10.3996/052017-JFWM-041.
- Díaz-Balteiro, L.; Alonso, R.; Martínez-Jauregui, M.; Pardo, M. Selecting the best forest management alternative by aggregating ecosystem services indicators over time: A case study in central Spain. *Ecol. Indic.* **2017**, *72*, 322–329. doi:10.1016/j.ecolind.2016.06.025.
- Ovando, P.; Caparrós, A.; Díaz-Balteiro, L.; Pasalodos, M.; Beguería, S.; Oviedo, J.L.; Montero, G.; Campos, P. Spatial Valuation of Forests' Environmental Assets: An Application to Andalusian Silvopastoral Farms. *Land Econ.* **2017**, *93*, 87–108. doi:10.3368/le.93.1.87.
- Federal Statistical Office (FSO). STAT-TAB—Interactive Tables. Available online: https://www.pxweb.bfs.admin.ch/pxweb/de/px-x-0703010000_106/-/px-x-0703010000_106.px/table/tableViewLayout2?ncid=606bb117-c4e8-49df-80f2-72faf30017a.
- Roschewitz, A.; Holthausen, N. *Wald in Wert setzen für Freizeit und Erholung: Situationsanalyse*; Federal Office for the Environment (FOEN): Bern, Switzerland, 2007.
- Bennett, E.M.; Cramer, W.; Begossi, A.; Cundill, G.; Díaz, S.; Egoh, B.N.; Geijzenendorffer, I.R.; Krug, C.B.; Lavorel, S.; Lazos, E.; et al. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: Three challenges for designing research for sustainability. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* **2015**, *14*, 76–85. doi:10.1016/j.cosust.2015.03.007.
- Daw, T.M.; Hicks, C.C.; Brown, K.; Chaigneau, T.; Januchowski-Hartley, F.A.; Cheung, W.W.L.; Rosendo, S.; Crona, B.; Coulthard, S.; Sandbrook, C.; et al. Elasticity in ecosystem services: Exploring the variable relationship between ecosystems and human well-being. *Ecol. Soc.* **2016**, *21*. doi:10.5751/ES-08173-210211.
- Burkhard, B.; Kroll, F.; Nedkov, S.; Müller, F. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecol. Indic.* **2012**, *22*, 17–29. doi:10.1016/j.ecolind.2011.06.019.

16. Plieninger, T.; Dijk, S.; Otero-Rozas, E.; Bieling, C. Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land Use Policy* **2013**, *33*, 118–129, doi:10.1016/j.landusepol.2012.12.013.
17. Hegetschweiler, K.T.; de Vries, S.; Amberger, A.; Bell, S.; Brennan, M.; Siter, N.; Olafsson, A.S.; Voigt, A.; Hunziker, M. Linking demand and supply factors in identifying cultural ecosystem services of urban green infrastructures: A review of European studies. *Urban For. Urban Green.* **2017**, *21*, 48–59, doi:10.1016/j.ufug.2016.11.002.
18. Wirtschafts-Lexikon, G.; Hadel, T.; Winter, E. Vollständig überarb. und aktualisierte Aufl.; Gabler: Wiesbaden, UK, 2000.
19. Pascual, U.; Balvanera, P.; Díaz, S.; Pataki, G.; Roth, E.; Stenseke, M.; Watson, R.T.; Bagak Dessane, E.; Islar, M.; Kelemen, E.; et al. Valuing nature's contributions to people: The IPBES approach. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* **2017**, *26*, 7–16, doi:10.1016/j.coust.2016.12.006.
20. Murphy, R.; Narkiewicz, V. Are Price, Quality, and Value Mutually Exclusive? *J. Glob. Bus. Manag.* **2012**, *8*, 40–48.
21. Grutters, J.P.C.; Kessels, A.G.H.; Dirksen, C.D.; van Helvoort-Postulat, D.; Anteuris, L.J.C.; Joore, M.A. Willingness to accept versus willingness to pay in a discrete choice experiment. *Value Health* **2008**, *11*, 1110–1119, doi:10.1111/j.1524-4733.2008.00340.x.
22. Johnston, R.J.; Rosenberger, R.S. Methods, Trends and Controversies in Contemporary Benefit Transfer. *J. Econ. Surv.* **2009**, *26*, 1, doi:10.1111/j.1467-6419.2009.00592.x.
23. Mendoza, G.A.; Prabhu, R. Development of a methodology for selecting criteria and indicators of sustainable forest management: A case study on participatory assessment. *Environ. Manag.* **2000**, *26*, 659–673, doi:10.1007/s002670010123.
24. Uhde, B.; Hahn, W.A.; Griess, V.C.; Knoke, T. Hybrid MCDA Methods to Integrate Multiple Ecosystem Services in Forest Management Planning: A Critical Review. *Environ. Manag.* **2015**, *56*, 373–388, doi:10.1007/s00267-015-0503-3.
25. Garcia-Gonzalo, J.; Bushenkov, V.; McDill, M.; Borges, J. A Decision Support System for Assessing Trade-Offs between Ecosystem Management Goals: An Application in Portugal. *Forests* **2015**, *6*, 65–87, doi:10.3390/f6010065.
26. Perman, R. *Natural Resource and Environmental Economics*, 4th ed.; Addison Wesley: Harlow, UK, 2011.
27. Diaz-Balteiro, L.; Romero, C. Making forestry decisions with multiple criteria: A review and an assessment. *For. Ecol. Manag.* **2008**, *255*, 3222–3241, doi:10.1016/j.foreco.2008.01.038.
28. Marques, S.; Marto, M.; Bushenkov, V.; McDill, M.; Borges, J. Addressing Wildfire Risk in Forest Management Planning with Multiple Criteria Decision Making Methods. *Sustainability* **2017**, *9*, 298, doi:10.5849/forsci.12-100.
29. Borges, J.G.; Garcia-Gonzalo, J.; Bushenkov, V.; McDill, M.E.; Marques, S.; Oliveira, M.M. Addressing Multicriteria Forest Management with Pareto Frontier Methods: An Application in Portugal. *For. Sci.* **2014**, *60*, 63–72, doi:10.5849/forsci.12-100.
30. Marto, M.; Reynolds, K.; Borges, J.; Bushenkov, V.; Marques, S. Combining Decision Support Approaches for Optimizing the Selection of Bundles of Ecosystem Services. *Forests* **2018**, *9*, 438, doi:10.3390/f9070438.
31. Belton, V.; Stewart, T.J. *Multiple Criteria Decision Analysis: An Integrated Approach* [Second Print]; Kluwer: Boston, USA, 2002.
32. Feizizadeh, B.; Blaschke, T. GIS-multicriteria decision analysis for landslide susceptibility mapping: Comparing three methods for the Urmia lake basin, Iran. *Nat. Hazards* **2013**, *65*, 2105–2128, doi:10.1007/s11069-012-0463-3.
33. Tóth, S.F.; McDill, M.E.; Rebas, S. Finding the Efficient Frontier of a Bi-Criteria, Spatially Explicit, Harvest Scheduling Problem. *For. Sci.* **2006**, *52*, 93–107, doi:10.1093/forestscience/52.1.93.
34. Bateman, I.J.; Harwood, A.R.; Mace, G.M.; Watson, R.T.; Abson, D.J.; Andrews, B.; Birner, A.; Crowe, A.; Day, B.H.; Dugdale, S.; et al. Bringing ecosystem services into economic decision-making: Land use in the United Kingdom. *Science (New York N.Y.)* **2013**, *341*, 45–50, doi:10.1126/science.1234379.
35. Lawler, J.J.; Lewis, D.J.; Nelson, E.; Plantinga, A.J.; Polasky, S.; Withey, J.C.; Helmers, D.P.; Martinuzzi, S.; Pennington, D.; Radeloff, V.C. Projected land-use change impacts on ecosystem services in the United States. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2014**, *111*, 7492–7497, doi:10.1073/pnas.1405557111.
36. Hanley, N.; Barbier, E. *Pricing Nature: Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy*; Edward Elgar: Cheltenham, UK, 2009.

37. Pascual, U.; Muradian, R.; Brander, L.; Gómez-Baggethun, E.; Martín-López, B.; Verma, M.; Armsworth, P.; Christie, M.; Cornelissen, H.; Eppink, F.; et al. The Economics of Valuing Ecosystem Services and Biodiversity: Chapter 5. In *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*; Kumar, P., Ed.; Routledge: New York, NY, USA, 2012; pp. 183–256.
38. Heal, G.M.; Barbier, E.B.; Boyle, K.J.; Covich, A.P.; Gloss, S.P.; Hershner, C.H.; Hoehn, J.P.; Pringle, C.M.; Polasky, S.; Segerson, K.; et al. (Eds.) Valuing Ecosystem Services. In *Committee on Assessing and Valuing the Services of Aquatic and Related Terrestrial Ecosystems*; National Research Council. National Academies Press: Washington, DC, USA, 2004; 291p.
39. Secretariat of the Convention on Biological Diversity SCBD. *The Value of Forest Ecosystems*. CBD Technical Series no. 4; Montreal, Canada, 2001; p.59.
40. Elsassner, P. Umweltökonomische Bewertung der Ökosystemleistungen von Wäldern—Methodik und Anwendungsperspektiven. In *Erfassung und Bewertung von Ökosystemdienstleistungen—Erfahrungen insbesondere aus Deutschland und Russland*; BfN-Skripten 373; BfN (Bundesamt für Naturschutz): Bad Godesberg, Germany, 2014; pp. 278–292.
41. Johnston, R.J.; Rolfe, J.; Rosenberger, R.S.; Brouwer, R. Introduction to benefit transfer methods. In *Benefit Transfer of Environmental and Resource Values: A Guide for Researchers and Practitioners*; Johnston, R.J., Rolfe, J., Rosenberger, R.S., Brouwer, R., Eds.; Springer: Berlin, Germany, 2015; pp. 19–59.
42. Uhde, B.; Heinrichs, S.; Stiehl, C.R.; Ammer, C.; Müller-Using, B.; Knoke, T. Bringing ecosystem services into forest planning—Can we optimize the composition of Chilean forests based on expert knowledge? *For. Ecol. Manag.* **2017**, *404*, 126–140, doi:10.1016/j.foreco.2017.08.021.
43. Czajkowski, M.; Ahtainen, H.; Artell, J.; Meyerhoff, J. Choosing a Functional Form for an International Benefit Transfer: Evidence from a Nine-country Valuation Experiment. *Ecol. Econ.* **2017**, *134*, 104–113, doi:10.1016/j.ecolecon.2017.01.005.
44. Navrud, S. Comparing Valuation Exercises in Europe and the United States—Challenges for Benefit transfer and some Policy Implications: Chapter 4. In *Valuation of Biodiversity Studies: Selected Studies*; Organisation for Economic Co-Operation and Development: Paris, France, 2001; pp. 63–78.
45. Spash, C.L.; Vahr, A. Transferring environmental value estimates: Issues and alternatives. *Ecol. Econ.* **2006**, *60*, 379–388, doi:10.1016/j.ecolecon.2006.06.010.
46. Johnston, R.J.; Duke, J.M. Willingness to pay for land preservation across states and jurisdictional scale: Implications for benefit transfer. *Land Econ.* **2009**, *85*, 217–237, doi:10.3368/le.85.2.217.
47. Federal Office for the Environment. *Waldpolitik 2020. Visionen, Ziele und Massnahmen für eine nachhaltige Bewirtschaftung des Schweizer Waldes*; Federal Office for the Environment (FOEN): Bern, Switzerland, 2013.
48. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). *Ecosystem Services*. Available online: <http://www.teebweb.org/resources/ecosystem-services/>.
49. Mace, G.M.; Norris, K.; Fitter, A.H. Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. *Trends Ecol. Evol.* **2012**, *27*, 19–26, doi:10.1016/j.tree.2011.08.006.
50. Liang, J.; Crowther, T.W.; Picard, N.; Wiser, S.; Zhou, M.; Alberti, G.; Schulze, E.-D.; McGuire, A.D.; Bozzato, F.; Pretzsch, H.; et al. Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. *Science* **2016**, *354*, 196–211, doi:10.1126/science.1248957.
51. Hungate, B.A.; Barbier, E.B.; Ando, A.W.; Marks, S.P.; Reich, P.B.; van Gestel, N.; Tilman, D.; Knops, J.M.H.; Hooper, D.U.; Butterfield, B.J.; et al. The economic value of grassland species for carbon storage. *Sci. Adv.* **2017**, *3*, e1601880, doi:10.1126/sciadv.1601880.
52. Barbier, E.B. Valuing Ecosystem Services as Productive Inputs. *Econ. Policy* **2007**, *22*, 178–229, doi:10.1111/j.1468-0327.2007.00174.x.
53. Spangenberg, J.H.; Settele, J. Value pluralism and economic valuation—Defendable if well done. *Ecosyst. Serv.* **2016**, *18*, 100–109, doi:10.1016/j.ecoser.2016.02.008.
54. Interagency Working Group on Social Cost of Carbon, United States Government. *Technical Support Document: Technical Update of the Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis—Under Executive Order 12866*; Interagency Working Group on Social Cost of Carbon, United States Government: Washington DC, USA, 2016.
55. Mayer, M.; Woltering, M. Assessing and valuing the recreational ecosystem services of Germany's national parks using travel cost models. *Ecosyst. Serv.* **2018**, *31*, 371–386, doi:10.1016/j.ecoser.2017.12.009.
56. Olschewski, R.; Bebi, P.; Teich, M.; Wissen Hayek, U.; Grêt-Regamey, A. Avalanche protection by forests—A choice experiment in the Swiss Alps. *For. Policy Econ.* **2012**, *15*, 108–113, doi:10.1016/j.forpol.2011.10.002.

57. Hunziker, M.; Frick, J.; Bauer, N.; von Lindern, E.; Graf, O. *Die Schweizer Bevölkerung und ihr Wald. Bericht zur zweiten Bevölkerungsumfrage Waldmonitoring Soziokulturell; WaMos2*; Bern, Switzerland, 2013.
58. Calder, I.; Hofer, T.; Vermont, S.; Warren, P. Towards a new understanding of forests and water. *Umsylva* 2007, 58, 3–10.
59. Meylan, B. Der Wald sorgt für sauberes Trinkwasser. *GWA* 2003, 83, 3–11.
60. Management des Grundwassers in der Schweiz. *Leitlinien des Bundesamtes für Umwelt BAFU (FOEN)*; Federal Office for the Environment (FOEN); Bern, Switzerland, 2008.
61. Olschewski, R.; Sandström, C.; Kasymov, U.; Johansson, J.; Fürst, C.; Ring, I. Challenges and opportunities in developing new forest governance systems—Insights from the IPBES assessment for Europe and Central Asia. *For. Policy Econ.* 2018, 97, 175–179. doi:10.1016/j.forpol.2018.10.007.
62. Nelson, E.; Mendoza, G.; Regetz, J.; Polasky, S.; Tallis, H.; Cameron, D.R.; Chan, K.M.A.; Daily, G.C.; Goldstein, J.; Kareiva, P.M.; et al. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales—Nelson—2009—Frontiers in Ecology and the Environment—Wiley Online Library. *Front. Ecol. Environ.* 2009, 7, 4–11. doi:10.1890/080023.
63. Turkelboom, F.; Leone, M.; Jacobs, S.; Kelemen, E.; García-Llorente, M.; Baró, F.; Termansen, M.; Barton, D.N.; Berry, P.; Stange, E.; et al. When we cannot have it all: Ecosystem services trade-offs in the context of spatial planning. *Ecosyst. Serv.* 2018, 29, 566–578. doi:10.1016/j.ecoser.2017.10.011.
64. Brondizio, E.S.; Gatzweiler, F.W.; Zografos, C.; Kumar, M. The Socio-cultural Context of Ecosystem and Biodiversity Valuation: Chapter 4. In *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*; Kumar, P., Ed.; Routledge: New York, NY, USA, 2012; pp. 149–181.
65. Binner, A.; Smith, G.; Bateman, I.; Day, B.; Agarwala, M.; Harwood, A. *Valuing the Social and Environmental Contribution of Woodlands and Trees in England, Scotland and Wales*; Forestry Commission Research Report; Forestry Commission: Edinburgh, UK, 2017; 112p.
66. White, S.; ten Brink, P.; Simons, B.; Furuta, N.; Liekens, I.; Ninan, K.; Meire, P.; Shine, C.; Tinch, R.; Wielgus, J. Recognizing the Value of Biodiversity: New Approaches to Policy Assessment. In *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making*; Ten Brink, P., Ed.; Earthscan: London, UK, 2011; pp. 129–173.
67. Knoke, T.; Paul, C.; Hildebrandt, P.; Calvas, B.; Castro, L.M.; Hartl, F.; Dollerer, M.; Hamer, U.; Windhorst, D.; Wiersma, Y.F.; et al. Compositional diversity of rehabilitated tropical lands supports multiple ecosystem services and buffers uncertainties. *Nat. Commun.* 2016, 7, 1–12. doi:10.1038/ncomms11877.
68. Bartkowski, B. Are diverse ecosystems more valuable? Economic value of biodiversity as result of uncertainty and spatial interactions in ecosystem service provision. *Ecosyst. Serv.* 2017, 24, 50–57. doi:10.1016/j.ecoser.2017.02.023.
69. Brudvig, L.A.; Damschen, E.I.; Tewksbury, J.J.; Haddad, N.M.; Levey, D.J. Landscape connectivity promotes plant biodiversity spillover into non-target habitats. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 2009, 106, 9328–9332. doi:10.1073/pnas.0809658106.
70. Costanza, R.; de Groot, R.; Sutton, P.; van der Ploeg, S.; Anderson, S.J.; Kubiszewski, I.; Farber, S.; Turner, R.K. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environ. Change* 2014, 26, 152–158. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002.
71. Kubiszewski, I.; Costanza, R.; Anderson, S.; Sutton, P. The future value of ecosystem services: Global scenarios and national implications. *Ecosyst. Serv.* 2017, 26, 289–301. doi:10.1016/j.ecoser.2017.05.004.
72. Boyle, K.J.; Kuninoff, N.V.; Parmeter, C.F.; Pope, J.C. The Benefit-Transfer Challenges. *Annu. Rev. Resour. Econ.* 2010, 2, 161–182. doi:10.1146/annurev.resource.012809.103933.



© 2019 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

6.3 Artikel 2

Müller A, Olschewski R, Unterberger C, Knoke T, 2020. The valuation of forest ecosystem services as a tool for management planning - A choice experiment. *Journal of environmental management*, 271, 111008.

Journal of Environmental Management 271 (2020) 111008

Contents lists available at ScienceDirect

Journal of Environmental Management

journal homepage: <http://www.elsevier.com/locate/jenvman>

Research article

The valuation of forest ecosystem services as a tool for management planning – A choice experiment

Alexandra Müller^{a,*}, Roland Olschewski^b, Christian Unterberger^b, Thomas Knoke^c

^a Bern University of Applied Sciences - School for Agricultural, Forest and Food Sciences HAFS, Division Forest Sciences, Länggasse 85, CH-3052, Zollikofen, Switzerland
^b WSL Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, Environmental and Resource Economics, Zürcherstrasse 111, CH-8903, Birmensdorf, Switzerland
^c TUM School of Life Sciences Weihenstephan, Technical University of Munich, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, D-85354, Freising, Germany

ARTICLE INFO

Keywords:
Forest ecosystem services
Willingness to pay
Willingness to accept
Recreational services
Habitat services

ABSTRACT

Forest owners and managers deal with an increasing demand for forest ecosystem services (ES). In addition, a recent change can be observed from a governmental top-down approach to bottom-up initiatives, including efforts of the local population to have a say in forest management decisions. Matching supply and demand is seen as a basic condition for the sustainable utilization of forest ES. Against this background, we address the following research questions: (i) How can the preferences on the supply and demand side of forest ES be consistently determined? (ii) In how far do these preferences vary due to regional and societal differences? (iii) How can the supply and demand of forest ES be matched by forest management alternatives?

We conducted a survey in Switzerland with foresters and the wider population to compare attitudes and preferences of the supply and demand side of forest ES. The core of the study is a choice experiment (CE) to elicit the population's willingness to pay (WTP) for specific forest management alternatives, and the respective willingness to accept (WTA) on the foresters' side. To address spatial and societal heterogeneity, we compare different geographic forest zones and settlement areas.

1. Introduction

Multifunctionality is supposed to be an integral part of sustainable forest management as it is promoted in many countries today. The aim is to simultaneously account for diverse forest functions, such as protection, recreation or habitat conservation, when taking management decisions. In practice, priority is often given to specific functions, depending for example on the topographic circumstances (protection against gravitational hazards) or the demand of potential users (recreation in the spatial proximity of agglomerations). This is partly due to the fact that the population is increasingly aware of the importance of these functions. Their impact on human wellbeing was demonstrated by the ecosystem service (ES) approach (MA, 2005), and has been further developed by the recently published IPBES report (IPBES, 2018). The report emphasizes the importance of biodiversity and nature's contributions to people (NCP), but at the same time provides evidence for their current decline in many countries. Forest management can contribute to counteract this negative development by using all relevant and available information, comprising knowledge generated by natural as well as social sciences (Olschewski et al., 2018).

Concerning decision making in forestry, a recent change has been detected from a predominantly governmental top-down approach to diverse bottom-up initiatives, including efforts of the local population to have a say in forest management decisions (Thees and Olschewski, 2017). Particularly in case of rising demand for various forest ES, trade-offs can arise, when deciding which bundles of services to provide and to what extent (Schirpke et al., 2019; Mouchet et al., 2014; Turner et al., 2014). In such conflicting situations, transparent communication and decision making is notably important. Here, the economic assessment of specific ES permits to compare different options for an efficient resource use, also taking the population's preferences into account (Weller and Elsasser, 2018). Furthermore, by making the value and scarcity of ES visible, public awareness can be raised that forest services are limited and neither necessarily permanent nor available free of charge. However, ES value estimates have often been neglected in forest and land-use management so far (but see Bateman et al., 2013 for an exception). This might partly be due to the lack of standardized quantification approaches (Kroll et al., 2012). Valuation studies are often

* Corresponding author.
E-mail address: alexandra.mueller.2@bfh.ch (A. Müller).

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111008>
Received 23 January 2020; Received in revised form 18 June 2020; Accepted 23 June 2020
0301-4797/© 2020 The Authors. Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license
<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>

conducted at the regional or local level, and based on different methods. In consequence, their results are strongly context dependent and hardly comparable or applicable to other places (Müller et al., 2019). In addition, general guidance for selecting appropriate valuation methods while addressing the requirements of the diverse stakeholders is missing (Harrison et al., 2018). A promising step towards improving decision-making is the recently developed approach of 'mapping and assessment of ecosystems and their services' (MAES) (Burkhard et al., 2018). However, coherently applying this approach is often hindered by substantial data gaps (Maes et al., 2016; Howe et al., 2014).

The Swiss Forest Policy 2020 states that "the efficiency and performance of the Swiss forestry sector and, therefore, the structure of forestry operations and cooperation beyond ownership structures shall improve. The additional expenses incurred by managers for the provision of the desired forest services, or corresponding losses in income, shall be compensated" (FOEN, 2013, p. 37). This objective shows the importance of economic information as a basis for forest management decisions. While the calculation of operational costs and income losses might be relatively straightforward, the estimation of the 'performance', e.g., quantified as benefits generated to the population, is more demanding. This is particularly true for Switzerland, due to (i) the diverse topography with altitudes ranging from 200 m up to 4600 m, (ii) the contrast between densely populated agglomerations and remote rural areas, and (iii) the regional differences in forest utilization and growing stocks. Thus, the population's demand concerning forests and their services can be quite heterogeneous. Adapting the ES supply to these diverse preferences requires to comprehensively consider a portfolio of ES including both costs and benefits of its provision. Matching supply and demand based on 'spatial localization, indication and quantification' is seen as a basic condition for the sustainable utilization of natural resources (Burkhard et al. 2012, 2014; Castro et al., 2014). In contrast, only targeting the supply will most likely result in an inefficient ES provisioning (Cimon-Morin et al., 2014).

Against this background we address the following research questions: (i) How can the preferences on the supply and demand side of forest ES be consistently determined? (ii) In how far vary these preferences due to regional and societal differences? (iii) How can the supply and demand of forest ES be matched by forest management alternatives.

In the following, we present the results of a survey of foresters and the wider population in Switzerland. We compare the attitudes and preferences of both the supply and demand side of forest ecosystem services. The core of the study is a choice experiment to elicit the population's willingness to pay for specific forest management alternatives, and the respective willingness to accept these measures on the foresters' side. To address the above-mentioned spatial and societal heterogeneity, we compare different geographic forest zones and settlement areas across Switzerland.

2. Material & methods

2.1. Study area

We conducted our study across Switzerland with the aim to detect differences and similarities concerning forest ES supply and demand based on varying spatial and societal conditions and contexts. Therefore, we stratified our sample according to different forest zones and settlement areas.

Switzerland is divided into four different forest zones based on the respective geographical structures (Fig. 1, left part): (i) the mountainous zone in the northwest (Jura), (ii) the central lowlands (Plateau), (iii) the sub-alpine zone (Pre-Alps) and (iv) the alpine zone (Alps). Our study covers all zones, except the southern part of the Alps. We assumed that the supply of forest ES differs depending on the forest zone, with emphasis on timber production in the Plateau and a priority of protection services in the Pre-Alps and Alps. Recreational services and habitat conservation services are supposed to be equally important throughout

the regions.

Concerning areas of settlement, we distinguished among cities, agglomerations and rural areas. The majority of big cities is located in the Plateau (Zurich, Geneva, Lausanne, Winterthur, St Gallen, Berne). The third biggest city, Basel belongs to the forest zone Jura, Lucerne is located between Plateau and Pre-Alps. The biggest agglomerations in the part of the Alps covered by our study are Sion and Sierre as well as Visp and Brig (Fig. 1, right part). We hypothesized that the area, where people live, has an impact on their preferences for forest ecosystems, with an emphasis on recreational services in cities and agglomeration.

The forest ownership structure is characterized by comparatively many owners with small forest parcels, only. The average size of privately-owned forests is 1.5 ha per owner, whereas forest areas in public ownership have an average extent of 240 ha per owner. The majority of forests is owned by political municipalities (30%), citizen communities¹ (29%) and private forest owners (29%). 1% belongs to the Confederation, 4% to the cantons and 7% are other owners. Differences of the forest zones concerning the extent of forest land and the share of ownership types are displayed in Fig. 2.

The managed forest areas are often too small to ensure a cost-efficient forest management. Due to the small forest size, forest owners often face relatively high fixed costs and it is usually difficult or unattractive for them to professionally market their small amounts of timber (Olschewski et al., 2015).

2.2. Survey

Müller et al. (2019) have shown that the estimates of forest ES values vary substantially. In particular, studies on recreational and habitat services provide a wide range of valuation results. This is partly due to the context dependence of the valuation, where a specific service is valued in a particular spatial context at a certain point in time. On the other hand, different valuation methods are applied, sometimes without presenting important background information, which makes it hard to trace back further reasons of diverging results.

Our study focuses on the assessment of forest ES from different points of view including forest owners, forest owner representatives (e.g., foresters in the municipalities), forest managers/foresters and the wider population. For each target group we prepared a separate questionnaire. This allows us to see, whether the preferences for recreation and habitat services on the supply and demand side differ across target groups.

In a pre-test with participants from the different target groups, we checked the questionnaire for completeness, comprehensibility, and frictionless technical application. A group of forty respondents took part in the pre-test, consisting of four foresters, two forest owners, two forest representatives, nine people from the wider population, and 23 researchers. The pre-test was carried out online, as well as by written and oral interviews. The questionnaire of the wider population consisted of four parts with questions related to:

1. Personal environment & visiting behavior
2. Preferences towards forest management alternatives (choice experiment)
3. Statements related to forests in Switzerland and their management
4. Sociodemographic characteristics

Data collection took place between June and August 2018. The

¹ Citizen communities, in Switzerland called "Bürgergemeinden" or "Bürgergemeinden", are municipalities without fiscal sovereignty.

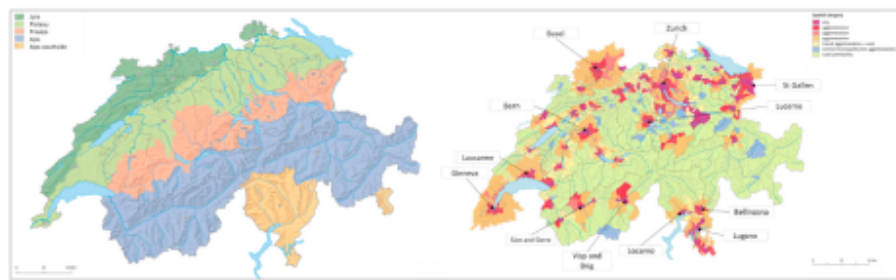


Fig. 1. The Swiss forest zones (left) and settlement areas (right) (Federal Statistical Office, 2010, adapted, and 2009–2015, mapID 17718, adapted).

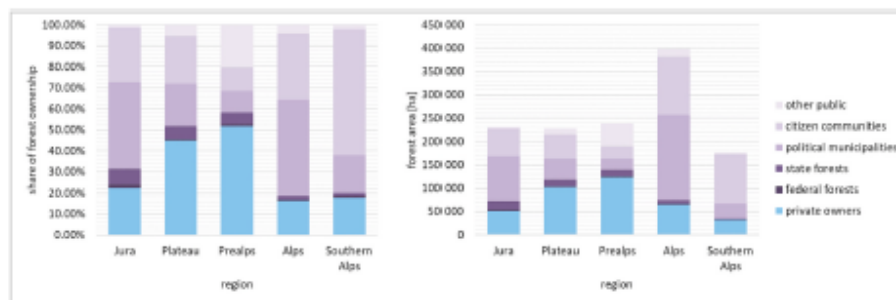


Fig. 2. Forest ownership structure in Swiss forest zones: forest areas (left) and share of owners (right).

population's survey was conducted by a professional market research institute² based on a household panel. The institute invited the households to participate online and was responsible to fill specific quotas based on the respective shares of the overall Swiss population (Table 1). As the chi-square statistics show, there is no significant difference between the sample and the overall population (chi-square = 110, p-value = 0.2322). The forest owners' and managers' questionnaire had a similar content, except in the first part, which dealt with questions about the forest enterprise and management strategies, and in the second part, where the utility function was specified differently (see next chapter). These groups were invited to participate through various channels: forest practitioner journals, forest associations, cantonal forest services and municipalities in order to reach as many of them as possible.

Based on a comparison of the estimated questionnaire length of about 30 min and the actual response time of the participants, we characterized respondents that needed less than 3 min for the choice experiment as 'click-throughs' and excluded them from the further analysis. This procedure resulted in a sample of 1250 (according to forest regions) or 1266 (according to settlement areas) completed questionnaires.

Unfortunately, only 48 foresters completed and returned the questionnaire, of which 3 had to be excluded as 'click-throughs'. The return rate of forest owners and their representatives was negligible. Due to the low response rate we had to exclude these two groups, and proceeded our analysis with the responses of households and foresters, only.

2.3. Choice experiments

Choice experiments (CE) offer the possibility to determine people's preferences for goods and services but also for environmental changes (Champ, 2017). In addition, CE have recently been used to elicit farmers' and foresters' preferences to participate in environmental or insurance schemes (Christensen et al., 2011; Villanueva et al., 2017; Villamayor-Tomas et al., 2019; Sauter et al., 2016). The method is based on Lancaster's consumer choice theory (Lancaster, 1966) stating that individuals take their choice decisions depending on the specific attributes of goods and services. CE aim at estimating the importance of such attributes and can detect trade-offs among them. In case a monetary attribute is included in the CE, the willingness to pay (WTP) for or willingness to accept (WTA) a change can be determined. The data collected by choice experiments is analyzed and interpreted based on random utility theory (RUT) (McFadden, 1973). Individuals are assumed to have a utility function U consisting of a deterministic observable part (V) and a random unobservable part ϵ (Louvière, 2001; Olschewski et al., 2012).

$$U_{id} = V_{id} + \epsilon_{id}$$

The observable component of the utility function comprises attributes of a good or service that are supposed to have major impact on the decision-making of the respondents. In our case, the focus was on forest management alternatives suitable to enhance recreational and habitat services. Given that we aimed at eliciting preferences on the supply and demand side, we had to select attributes related to forest management, which could be influenced and controlled by foresters and at the same time would be understandable for the wider population. Based on recently published findings (Elsasser and Meyerhoff, 2007b; Elsasser, 2016; Müller et al., 2019) as well as interviews with experts and practitioners, the utility function for the households (HH) and foresters (FO)

² More information: www.blendl.de.

³ Sources: <https://www.bfs.admin.ch/asset/de/jc-d-01.02.03.02>; <https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/bildung-wissenschaft/bildungsindikatoren/bildungssystem-schweiz/themen/wirkung/bildungsstand.assetde.tail.7886035.html>.

Table 1
Population survey: sample compared to Swiss average.³

	Sample	Share of Sample (in %)	Share of Total Population (CH, in %)	Deviation
Age				
18–19 years	103	3.39%	2.12%	1.27%
20–39 years	833	27.39%	26.65%	0.74%
40–64 years	1056	34.73%	35.03%	–0.31%
>65 years	1049	34.50%	18.27%	16.22%
Gender				
Male	1297	50.55%	49.58%	0.97%
Female	1269	49.45%	50.42%	–0.97%
Highest Education				
Compulsory schooling	201	7.81%	11.60%	–3.79%
Lower secondary level	984	38.26%	36.40%	1.86%
Upper secondary level	168	6.53%	8.20%	–1.67%
Higher vocational education	495	19.25%	14.90%	4.35%
University	697	27.10%	28.80%	–1.70%
Others	27	1.05%	*	*
Settlement Area				
City	768	29.87%	*	
Agglomeration	793	30.84%	*	
Rural area	1010	39.28%	*	
Region				
Jura	408	15.87%	*	
Plateau	1530	59.51%	*	
Pre-Alps	369	14.35%	*	
Alps	235	9.14%	*	
Alps – southern part) **	29	1.13%		

(chi-square = 110, p-value = 0.2322, *no data available; **not included in the analysis; missing data not displayed).

was specified as follows:

$$U_{\text{ind}} = \beta_0 + \beta_1 \cdot TS + \beta_2 \cdot FS + \beta_3 \cdot WU + \beta_4 \cdot AM + \beta_5 \cdot MC + \varepsilon$$

$$U_{\text{fo}} = \beta_0 + \beta_1 \cdot TS + \beta_2 \cdot FS + \beta_3 \cdot WU + \beta_4 \cdot AM + \beta_5 \cdot MC + \varepsilon$$

where the deterministic part consists of five attributes: (i) 'tree species' (TS), (ii) 'forest structure' (FS), (iii) 'wood utilization' (WU), (iv) 'area with additional measures for recreational and habitat services' (AM), and the 'monetary contribution' (MC). Note that in case of households, MC means their cost contribution to a program, whereas for foresters it reflects an additional revenue, when realizing a program. β_0 represents the alternative-specific constant (ASC) of the label 'program orientation'. It reflects the systematic impact of otherwise unobservable variables that are not covered by our attributes. In the following, we present each attribute with its respective levels (Table 2), together with our hypotheses (in *italics*) about their potential impact on habitat and recreational services.

"Program orientation" refers to the label of the options provided in the choice sets (Fig. 3). The participants were asked to assume that the federal government will launch a support program to compensate foresters and forest owners for efforts to improve the recreational and habitat services of their forests. To qualify for this financial support, they have to fulfill clearly stated requirements with regard to (i) the mixture of tree species, (ii) the structure of the forest, (iii) the utilization of wood, and (iv) the area with specific measures to enhance habitat or recreational services (number of biotope trees and dead wood,

³ As the CE was conducted in Switzerland, the monetary contribution was originally presented in Swiss Francs. For publication purposes, we converted these values to USD using a 1:1 conversion rate, which approximately reflects the current exchange rate.

Table 2
Description of CE attributes and levels.

Attribute/Labels	Levels
Program orientation (ASC)	Habitat Recreation Status quo
Tree species (TS)	Deciduous trees dominate Coniferous trees dominate About the same number of coniferous and deciduous trees
Forest structures (FS)	No pattern visible (permanent forest) Patterns partially visible (mixture of permanent and cutting forests) Patterns clearly visible (cutting forest)
Wood utilization (WU)	Interventions not visible Interventions occasionally visible Interventions largely visible
Area with additional measures (AM)	Area extended by 5% Area extended by 10% Area extended by 20%
Monetary contribution (MC)	10; 25; 50; 75; 100 or 125 USD ⁴
Households: Amount to be paid annually per household Foresters: Amount to be received annually per ha	

Table 3
MNL estimates of foresters' preferences.

Attribute	Level	Foresters
Program orientation	Habitat	–0.85*** (0.23)
	Recreation	–0.77*** (0.24)
	Status quo	–
Tree species	Deciduous trees	–0.46*** (0.15)
	Coniferous trees	–
	Mixture of both	–0.14 (0.15)
Forest structures	No pattern visible	0.27* (0.15)
	Partially visible	0.32** (0.15)
	Clearly visible	–
Wood utilization	Not visible	0.02 (0.16)
	Occasionally visible	0.58*** (0.15)
	Largely visible	–
Area with additional measures	Extended by 5%	–
	Extended by 10%	–0.15 (0.15)
	Extended by 20%	–0.43*** (0.01)
Annual payment per ha		0.01*** (0.002)
Number of respondents		48
R ² -square		0.065
Percentage chosen	Habitat	34.38
	Recreation	31.24
	Status quo	34.38

(Standard errors shown in brackets. *, **, *** indicate 10, 5, 1% significance level).

recreational sites and facilities). The scenario envisaged that the population and the foresters can participate in the design of the funding programs. Therefore, the respondents could decide between two alignments: a more recreation-oriented and a more habitat-oriented program as well as the none-option. Our hypothesis is:

- *The orientation or name of the program has an impact on the respondent's choices, although the listed attributes are equal for both options, except the additional measures to be taken for enhancing recreation and habitat services, respectively.*

"Tree species" expresses the share of coniferous and deciduous trees. The respondents could choose between the dominance of either coniferous or deciduous trees as well as an approximately equal distribution. The proportions were chosen in a way to make clear which species dominates, while maintaining a realistic representation of actual forest management practices. We hypothesize the following:

Decision scenario 1 of 12











	Program: habitat	Program: recreation	
Tree species	 deciduous trees dominate	 coniferous trees dominate	I choose none of the programs
Forest structure	 pattern clearly visible	 pattern partially visible	
Wood utilization	 largely visible	 occasionally visible	
Area with additional measures	 special measures on an additional area of 5%	 special measures on an additional area of 20%	
Monetary contribution	 10 USD/household/year	 25 USD/household/year	
	my choice	my choice	my choice

Fig. 3. Example of a choice set used in the questionnaire.

- The choice of tree species has a major influence of the forest appearance.
- A mixture of coniferous and deciduous trees increases the attractiveness of the forest for recreationists and enhances biodiversity.

“Forest structures” reflects the visibility of patterns concerning different stages of the forest’s development (age, height, diameter). The alternatives provided were ‘no pattern visible’ (permanent forest), ‘patterns partially visible’, and ‘patterns clearly visible’ (cutting forest).

- Multi-layered forests are denser. The access and attractiveness for recreationists might be restricted due to undergrowth and shorter viewing distances.
- There might be a positive impact on some people (e.g. those who prefer ‘naturalness’) and a negative impact on others (e.g. those who like to move around freely in the forest)
- Forests rich in structures are regarded as biodiversity promoting.

“Wood utilization” concerns the visibility of harvesting activities, which in our study comprise interventions that are ‘largely’, ‘occasionally’ or ‘not at all visible’.

- The more visible wood utilization is, the more negative they are perceived by the population.

“Area with additional measures” describes the additional space (from 5% to 20%) to be dedicated and prepared for habitat or recreational measures (biotope trees and dead wood, recreational sites and

facilities).

- Additional recreation sites and facilities are welcomed by recreationists, but might also have negative effects by attracting many additional visitors.
- The creation of additional habitats and small structures has a positive impact on biodiversity.
- Additional habitat trees and deadwood provide spots of interest for recreationists and increase the forest’s attractiveness, but might also be regarded as negative (“untidy forest”).

“Monetary contribution” is the annual amount to be paid by the households or received per hectare by the forest enterprises participating in the programs (between 10 and 125 USD annually).

- The payment has a negative impact on the household’s utility because it reduces its budget and cannot be spent on other goods and services.
- The payment increases the forest enterprises’ revenues and, thus, has a positive impact on its economic situation.

For a better understanding, the attribute levels were visualized by pictograms. To familiarize the respondents with the attributes, we asked them in the first part of the questionnaire to describe the forest they usually visit based on the pictograms for the respective attributes. Fig. 3 shows an example of a choice set.

The design of the labeled choice experiment is a ‘Full profile CBC Design’ generated by the Sawtooth Software (Lighthouse Studio 9.5.3). It is based on the balanced overlap specification comprising 300 versions

with twelve choice sets each. Each respondent was randomly assigned to a version. Each choice set consisted of three options: program orientation 'habitat', program orientation 'recreation', and a none-option. The latter could be chosen as an opt-out alternative in case the respondent did prefer neither of the proposed programs. For all answers, the respondents were asked to think of and refer to the forest they usually visit. Consequently, the none-option means to keep the status quo of that particular forest.

To test our hypotheses we applied a multinomial logit model (MNL), which is commonly used for analyzing discrete choice experiments and implemented in several statistical packages (Street and Burgess, 2012; Matejka and McKay, 2015). We estimated the MNL model both in the preference and the WTP/MTA space to determine the preferences as well as the households' willingness to pay and the foresters' willingness to accept for different forest management programs. We used the Apollo package in R for all our estimations (Hess and Palma, 2019b, 2019a).

3. Results

3.1. Descriptive statistics

3.1.1. Foresters

Most of the 48 foresters who completed the questionnaire are responsible for forests in the mountainous zones (Pre-Alps: 28% and Alps: 49%), while approx. 10% are from the Jura and Plateau, respectively. About 50% of the participants manage public forests with an area between 200 and 1000 ha, another 25% an area of more than 1000 to 2000 ha. About 60% of the foresters exclusively manage the forests of their own enterprise, while the rest additionally takes care of private forests in the area. The average size of private forests is smaller than the size of public ones with one-third below 250 ha and about one-quarter between 250 ha and 500 ha. About one-third of the forest enterprises is profit-oriented, while more than half aim at covering their costs, and about 10% do not have a specific economic goal.

With respect to tree species, coniferous forests clearly dominate, which reflects the dominance of responses from the mountainous zones. Concerning forest structure, a mixture of cutting and permanent forest prevails. The predominant characteristic of wood utilization is partial visibility through harvesting in groups, carried out by the forest enterprise itself or with the help of entrepreneurs.

About half of the foresters indicated that their forests are frequently visited by people looking for recreation all year round. Several foresters reported that they markedly (10%) or slightly (30%) increased the rotation period to enhance recreational and habitat services, while 60% did not change the harvesting cycle for this purpose. With respect to the costs of providing recreational services, financing through timber revenues and by the owners themselves (often municipalities) prevail.

In contrast, habitat services and protection against natural hazards are largely financed by subsidies, compensations and grants. Many enterprises implement measures to enhance ecosystem services beyond legal requirements - largely voluntarily, but partly also by request of the forest owners.

3.1.2. Population

To get information on the usually visited forests, the participants were asked several questions about the composition, structure, etc. of these forests. According to the perceptions of the participants, these forests are often mixed (with an equal share of coniferous and deciduous trees) and have structures similar to permanent forests. Timber harvesting is often clearly or partially visible.

About half of the participants visit the forest at least once a week, and getting there does not take them more than 20 min on average. Concerning the time people stay in the forest, there is a big difference between summer and winter time. In summer, the majority spends between 30 min and 2 h, whereas in winter a maximum of 1 h. The most favored activities are 'walking', 'just being' and 'observing nature'.

The respondents use a variety of sources to inform themselves about the forest, with the most frequently mentioned being the internet (27%), television (17%) and colleagues, family and friends (19%). About 40% of the participants feel to be 'well' or 'rather well' informed. Overall, the respondents agree that the Swiss forest area is 'just right' or 'should expand further' (together about 90%). In addition, only a minority of about 20% thinks that timber harvesting is 'too high' (3%) or 'rather too high' (17%).

3.1.3. Foresters' and populations' opinion on forest ecosystem services

We asked foresters and the population to give their opinion about different statements related to forest management and ecosystem services (Fig. 4). The comparison shows that there is a number of statements, on which foresters and the wider population have a similar opinion. This holds particularly for the broad agreement of both groups that the tasks of forest management should include preserving habitats, promoting biodiversity, providing drinking water, enabling recreation, and storing carbon. At the same time, it is jointly recognized that forestry also implies using wood.

However, when asked to rank specific ES according to their importance, foresters and the population show partially dissenting opinions (Fig. 5).

For foresters, the most important services are wood production and the protection from natural hazards, which also reflect the main forest ES according to the specification of the National Forest Inventory (NFI). For the population, habitat services are ranked first, whereas wood production is the least important service.

In addition, different opinions prevail with respect to the degree management decisions account for specific ecosystem services. While about half of the population thinks that ecological and recreational aspects receive too little attention, only about 20% of the foresters agree with this statement (Fig. 4). A further mismatch exists related to including different interest groups in forest management decisions. While a majority of about 70% of the population would 'completely' or 'rather' agree with this statement, only about 40% of the foresters support it. This reflects on the one hand that demand of forest ES is getting increasingly important and the population wants to be involved in forest management decisions. On the other hand, many foresters seemingly prefer to take decisions based on their own expertise and experience without consulting the broader population.

3.2. Choice experiment results

3.2.1. Analysis of the overall samples

3.2.1.1. Foresters. The participating foresters have a clear preference for coniferous trees, while deciduous tree species are significantly less favored compared to the other levels. Concerning the forest structure, they prefer a permanent forest, where patterns are only partially visible. Large-scale harvesting interventions should be avoided, so that wood utilization is only occasionally visible. With respect to the area with additional measures for habitat and recreational services, there is a significant preference against a 20% extension and a (non-significant) tendency against a 10% increase. Annual payments have a significant positive influence on the foresters' decision. Compared to the status quo (none-option), both program orientations have a significant negative impact on the foresters' utility.

3.2.1.2. Population. The overall population (Table 4, column (1)) has a significant preference for mixed forests combining deciduous and coniferous tree species. This is in contrast to the foresters' preferences, and might be explained by the high response rate of foresters from mountainous forests, where coniferous trees prevail due to natural conditions. In line with the foresters' preferences, the population is in favor of a permanent forest with partially visible patterns, but would

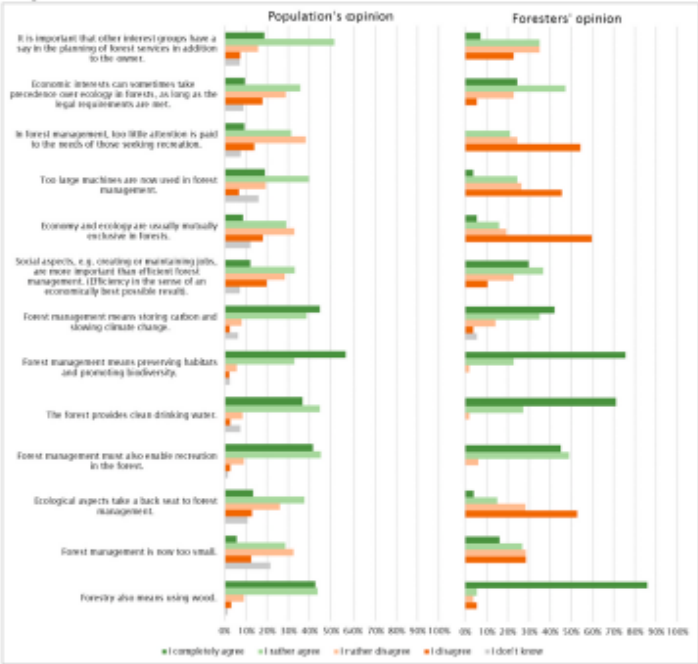


Fig. 4. Comparison of the population's and the foresters' agreement with specific statements.

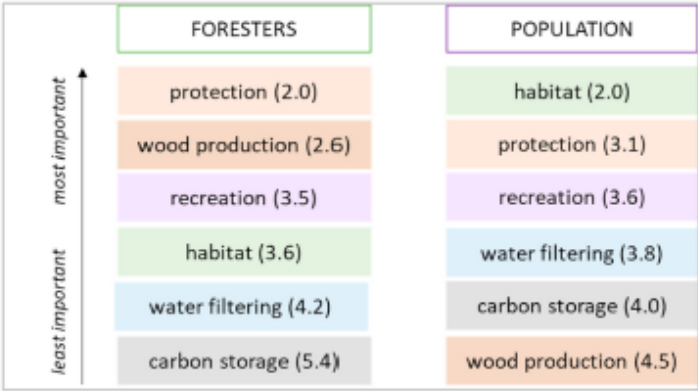


Fig. 5. Foresters' and population's ranking of forest ecosystem services (average values in brackets: ranking from 1 (most important) to 6 (least important)).

even prefer non-visibility. Concerning wood utilization, the wider population significantly prefers an invisible harvest, while accepting occasionally visible interventions (preferred by the foresters) as a second-best solution. With respect to the area with additional measures for habitat and recreational services, there is no significant preference for an extension of 10%, while tending against an extension by 20%.

3.2.2. General findings concerning forest zones and settlement areas

3.2.2.1. Forest zones. Given the topographic differences, we expected varying preferences of the population towards forest management in the respective regions. However, we found very similar results across all zones (Table 4). In all forest zones, a mixed forest of deciduous and coniferous trees is significantly preferred, except in the Alps, where this preference is not significant. Further, throughout the zones, the population significantly prefers permanent forests without visible patterns.

Table 4
MNL estimates of households' preferences.

Attribute	Level	(1) Overall population	(2) Jura	(3) Plateau	(4) Pre-Alps	(5) Alps	(6) Cities	(7) Agglomeration	(8) Rural areas
Program orientation	Habitat	0.417*** (0.044)	0.286*** (0.109)	0.434*** (0.057)	0.501*** (0.119)	0.425*** (0.146)	0.445*** (0.081)	0.515*** (0.078)	0.333*** (0.069)
	Recreation	0.422*** (0.044)	0.274** (0.108)	0.433*** (0.073)	0.573*** (0.119)	0.394*** (0.149)	0.385*** (0.082)	0.534*** (0.079)	0.372*** (0.070)
Tree specie	Status quo	–	–	–	–	–	–	–	–
	Deciduous trees	0.112*** (0.028)	0.069 (0.072)	0.139*** (0.036)	0.116 (0.076)	–0.001 (0.097)	0.145*** (0.052)	0.084* (0.051)	0.108*** (0.045)
	Coniferous trees	–	–	–	–	–	–	–	–
Forest structures	Mixture of both	0.331*** (0.028)	0.452*** (0.071)	0.345*** (0.036)	0.282*** (0.077)	0.142 (0.094)	0.315*** (0.052)	0.312*** (0.049)	0.355*** (0.045)
	No pattern visible	0.579*** (0.028)	0.491*** (0.072)	0.589*** (0.037)	0.602*** (0.077)	0.592*** (0.095)	0.518*** (0.052)	0.585*** (0.051)	0.618*** (0.045)
	Partially visible	0.346*** (0.028)	0.278*** (0.072)	0.363*** (0.037)	0.354*** (0.076)	0.346*** (0.096)	0.313*** (0.053)	0.350*** (0.051)	0.366*** (0.045)
	Clearly visible	–	–	–	–	–	–	–	–
Wood utilization	Not visible	0.531*** (0.029)	0.615*** (0.073)	0.559*** (0.037)	0.427*** (0.077)	0.328*** (0.096)	0.546*** (0.053)	0.522*** (0.051)	0.521*** (0.045)
	Occasionally visible	0.476*** (0.028)	0.549*** (0.074)	0.489*** (0.037)	0.382*** (0.076)	0.349*** (0.096)	0.475*** (0.053)	0.490*** (0.051)	0.462*** (0.045)
	Largely visible	–	–	–	–	–	–	–	–
Area with additional measures	Extended by 5%	–	–	–	–	–	–	–	–
	Extended by 10%	0.041 (0.028)	0.085 (0.069)	0.063* (0.036)	0.008 (0.075)	–0.032 (0.094)	0.112** (0.052)	0.019 (0.050)	0.007 (0.044)
	Extended by 20%	–0.039 (0.028)	–0.114 (0.071)	–0.002 (0.036)	–0.125* (0.076)	0.019 (0.095)	–0.058 (0.052)	0.019 (0.050)	–0.072 (0.044)
Annual payment per household		–0.010*** (0.0003)	–0.013*** (0.0008)	–0.010*** (0.0004)	–0.009*** (0.0008)	–0.009*** (0.001)	–0.011*** (0.0006)	–0.010*** (0.0005)	–0.010*** (0.0005)
Number of respondents		1266	211	763	168	108	372	388	506
Rho-square		0.096	0.095	0.106	0.092	0.065	0.094	0.109	0.091
Percentage chosen	Habitat	39.09	35.94	39.8	41.07	37.42	37.43	40.61	39.15
	Recreation	39.37	37.88	39.91	38.74	38.89	40.17	39.95	38.32
	Status quo	21.54	26.18	20.29	20.19	23.69	22.4	19.44	22.53

(Standard errors shown in brackets. *, **, *** indicate 10, 5, 1% significance level).

The same holds for wood utilization, where invisible harvesting interventions are preferred. With respect to the area with additional measures to enhance habitat and recreational services, no significant preferences could be detected, except for a 10% increase in the Plateau.

3.2.2.2. Settlement areas. We assumed that people living in different settlement areas would have different preferences for specific forest management characteristics. Our results only partly support this assumption. Actually, preferences are quite similar favoring mixed forests as well as the invisibility of forest patterns and harvesting interventions. The only substantial difference we found is that people in cities would significantly prefer an extension of the area with specific measures by 10%, while in agglomerations and rural areas no significant preferences could be detected related to this attribute.

Forest management close to cities might have a different focus compared to rural areas, as more people visit the forest and the pressure on forest owners to perform a 'visitor-friendly' forest management is accordingly high. On the other side, people living in cities are sometimes supposed to be less informed about forest issues and not so familiar with related topics. Consequently, due to a lower degree of awareness, they could have different preferences, as indicated for some attributes in our CE. However, according to the respondents' self-assessment, there seems to be no major difference in the feeling of being informed among the different settlement areas (Fig. 6).

Overall, our results show quite homogenous preferences across forest zones and settlement areas. This is in contrast with the expectation that people's preferences would differ depending on the spatial and societal particularities they face. Interestingly, also preferences for the program orientation did not vary substantially: People in all settlement areas and forest zones prefer both suggested programs compared to the none-

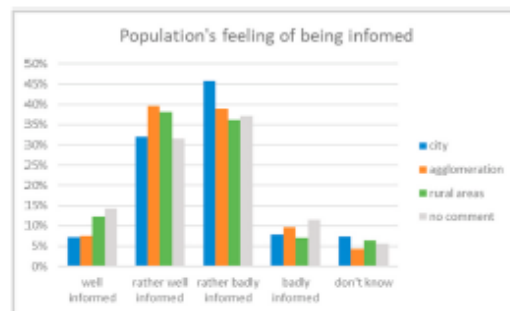


Fig. 6. The population's self-assessment of feeling informed.

option. This however is, in contrast to the foresters who showed a significant preference for the status quo.

3.2.3. Households' willingness to pay and foresters' willingness to accept

To obtain WTP/WTa estimates for the different forest management attributes across forest zones and settlement areas we also estimated the MNL model in the WTP/WTa space. The results in Table 5 reveal substantial differences among forest zones and settlement areas with respect to the calculated WTP measures.

3.2.3.1. Program orientation. The orientation of the program has a significant impact on the WTP compared to the status quo. Despite similar

Table 5

Willingness to pay for changes in forest management according to forest zones and settlement areas (USD per household and year. *, **, *** indicate 10, 5, 1% significance level). The models in the WTP/WTa space have the same fit as those in preference space, thus, kindly refer to the information provided in Tables 3 and 4.

Attribute	Level	Overall population	Jura	Plateau	Pre-Alps	Alps	Cities	Agglomerations	Rural areas
Program orientation	Habitat	40.17*** (3.95)	24.51*** (8.04)	41.84*** (5.14)	53.98*** (11.93)	49.87*** (16.03)	38.76*** (5.93)	51.38*** (7.32)	33.61*** (6.39)
	Recreation	40.64*** (3.98)	23.85*** (7.96)	41.80*** (5.19)	61.75*** (11.85)	46.44*** (16.34)	33.25*** (7.01)	53.93*** (7.36)	37.50*** (6.42)
	Status quo	-	-	-	-	-	-	-	-
Tree species	Deciduous trees	10.74*** (2.73)	4.94 (5.58)	13.38*** (3.53)	12.59 (8.17)	1.33 (11.44)	13.74*** (4.80)	8.39* (5.08)	10.14** (4.37)
	Coniferous trees	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mixture of both	31.86*** (2.81)	34.51*** (5.73)	33.36*** (3.64)	30.35*** (8.52)	16.35 (11.18)	29.15*** (4.92)	31.09*** (5.17)	34.31*** (4.56)
Forest structures	No pattern visible	55.82*** (3.10)	37.54*** (5.87)	56.99*** (4.03)	64.50*** (9.57)	70.24*** (14.06)	47.53*** (5.27)	58.45*** (5.79)	60.10*** (5.09)
	Partially visible	33.29*** (2.87)	21.09*** (5.68)	35.10*** (3.74)	37.90*** (8.72)	41.19*** (12.33)	29.00*** (4.98)	34.94*** (5.36)	35.53*** (4.66)
	Clearly visible	-	-	-	-	-	-	-	-
Wood utilization	Not visible	51.13*** (3.05)	47.02*** (6.09)	54.24*** (3.99)	45.51*** (8.98)	39.16*** (12.09)	50.03*** (5.34)	52.09*** (5.73)	50.65*** (4.87)
	Occasionally visible	45.88*** (3.00)	41.82*** (6.13)	47.50*** (3.89)	40.79*** (8.77)	41.73*** (12.30)	43.66*** (5.22)	48.89*** (5.63)	44.78*** (4.82)
	Largely visible	-	-	-	-	-	-	-	-
Area with additional measures	Extended by 5%	-	-	-	-	-	-	-	-
	Extended by 10%	4.03 (2.69)	5.88 (5.43)	6.20* (3.49)	0.89 (8.09)	3.84 (11.17)	10.55** (4.71)	1.88 (5.02)	-0.54 (4.33)
	Extended by 20%	-3.74 (2.69)	-9.44* (5.50)	-0.07 (3.48)	-13.55* (8.16)	2.13 (11.24)	4.78 (4.71)	1.94 (5.01)	7.11 (4.34)

preferences indicated by the estimated attribute coefficients, there is a substantial variation of WTP among forest zones and settlement areas. While the average WTP of the overall population for both programs is about 40 USD, it ranges between about 25 USD in the Jura and approx. 62 USD in the Pre-Alps. Respondents in the Pre-Alps, agglomerations and rural areas have a significant higher WTP for recreational programs, while the opposite holds for the Alps and the cities. Jura and the Plateau have a similar WTP for both programs.

In general, the program orientation had a high impact on the population's decisions during the CE. This is in line with the statements provided in the debriefing section, where about 80% said that the program orientation was important or rather important for their decisions.

3.2.3.2. Tree species. Concerning the tree species composition of the forests people usually visit, WTP for switching from coniferous to purely deciduous forests is comparatively low and only significant in the Plateau zones. In contrast, for a switch from coniferous to mixed forests, there is a significant WTP for all forest zones with the highest annual amount of about 35 USD in the Jura. In the Pre-Alps the WTP for such a change is about 15% lower and not even significant in the Alps. Supposedly, this is due to the different vegetation conditions in the Alps, of which the population is well aware. With respect to settlement areas, WTP for switching to mixed forests is highest in rural areas (about 34 USD) and approx. 15% and 10% lower in cities and agglomerations, respectively.

3.2.3.3. Forest structures. WTP for switching from clearly visible structures to permanent forest is -with 65-70 USD per year-highest in the Pre-Alps and Alps, while being about 20%-40% lower in the Plateau and Jura, respectively. This difference might be explained by the importance of the protection function of forests in mountainous regions, which can better be fulfilled by multi-layered forests (Motta and Handemand, 2000). For a switch from clearly to partially visible patterns, WTP is significant in all forest zones and settlement areas, too. WTP for this change reaches about 60% compared to a switch to invisible structures. The highest WTP for partial/total invisibility among settlement areas can be found in the rural areas (35/60 USD) and agglomeration (35/58 USD), whereas respondents from cities would only pay about 20% less

(29/47 USD).

3.2.3.4. Wood utilization. Among the forest zones, WTP for switching from largely visible to occasionally visible harvesting interventions is highest in the Plateau (about 48 USD), while reaching slightly above 40 USD in the Jura, Pre-Alps and Alps. For a further switch to non-visible interventions the population would only be willing to pay about 5-7 USD more, which reflects the decreasing marginal utility of such an additional management effort. In the Alps, such a change would even lead to a lower WTP, reflecting a disutility for the population. Respondents from the different settlement areas have a similar WTP between 43 and 49 USD for occasional visibility and additional 5 USD on average for non-visibility.

In all zones, people tend to favor forests that have a mix of species and structures without largely visible harvesting interventions. There is no zone with an exceptionally high or low WTP. In general, a scenario of a forest with trees of different species and mixed ages, as well as invisible wood utilization generates the highest WTP. Interestingly, we were able to detect a decreasing marginal utility when stepwise increasing the attribute levels. Taking wood utilization as an example, the WTP for the step from the basic level 'largely visible' to the intermediate one 'occasionally visible' is usually larger than the further step 'invisible' wood

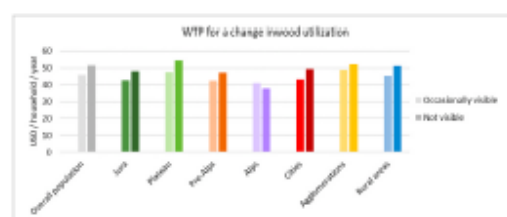


Fig. 7. Example for the WTP for a change in "wood utilization" (based on Table 5), light color refers to "occasionally visible", dark color to "not visible". (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the Web version of this article.)

harvest (compare Fig. 7). An exception in this example are the Alps, where there is a smaller WTP for an invisible wood harvest compared to occasional visibility. An explanation for this finding could be that the population in this mountainous forest zone is aware of the fact that due to the topography and growing conditions an invisible wood harvest is hardly possible. In consequence, the WTP for reducing the visibility of harvesting interventions is comparatively low in the Alps, as well as in the other mountainous zones Pre-Alps and Jura.

3.2.3.5. Area with additional measures. In most cases, the WTP for dedicating more forest area to habitat or recreational services is not significant. Only respondents in the Plateau and in cities have a significant WTP of about 6 and 11 USD, respectively, for increasing this area by 10%. For an extension by 20%, WTP is even significantly negative in the Jura and Pre-Alps.

The foresters' diverse preferences are reflected by their willingness to accept management changes with respect to the different attributes (Table 6). A monetary incentive would be required for (i) participating in a specific program with a habitat or recreational orientation, (ii) switching from coniferous to deciduous trees or a mixture of both, and (iii) extending the forest area with additional measures. In contrast, switching from clearly visible to partially or not visible forest structures, as well as reducing the visibility of harvesting interventions seems to be in the self-interest of the foresters or forest owner, reflected by a negative WTA (i.e. a willingness to pay) for such measures (though not significant for the extreme case of invisibility).

Based on the estimated WTP and WTA we are able to compare specific management measures to enhance habitat or recreational services. Table 7 shows an exemplary WTP/WTA comparison for different scenarios.

Note that negative WTP values mean that households would not be willing to pay for such a change but would have to be compensated for accepting it. On the other hand, negative WTA values of foresters indicate that they would realize this change even without extra payments, for example because it would be in line with their preferences or enterprise goals, respectively. As a consequence, we can distinguish management changes resulting in (i) positive WTP and WTA (e.g., from T1 to T2), (ii) positive WTP and negative WTA (e.g., W3 to W2), (iii) negative WTP and positive WTA (e.g., S1 to S3), and (iv) negative WTP and WTA (e.g., T3 to T1). Table 8 shows and describes these combinations.

A further application of our results consists in comparing WTP and WTA for a broader management program consisting of several measures. Table 9 shows an example based on the WTP/WTA estimates shown in Table 7. Note that WTP and WTA show different units used for standardization. The population's WTP is estimated per household and year,

whereas the foresters' annual WTA is calculated per hectare and year. Consequently, both estimates have to be made comparable, e.g., based on data for a specific municipality. Taking the example in Table 9 and assuming a municipality of 900 households with a forest area of 1000 ha, our calculation would result in an annual willingness to pay of the inhabitants of about 123,000 USD, which would be sufficient to cover the foresters' WTA of changing the forest management from the status quo to the new management goal. Alternatively, considering the average size of publicly owned forests of 240 ha would result in costs of about 30,000 USD, which may be covered by the contribution of about 220 households. In case that no information on the foresters' or forest owners' preferences is available, the households' WTP estimates could also be compared with the actual costs generated by the different management options or programs.

The above calculation is based on the results of our overall Swiss household sample, including the not significant values for 'area with additional measures'. Excluding these values would slightly change the WTP estimate to about 133 USD per household and the WTA to approx. 110 USD per hectare. Provided that significant results are available for the respective subsamples, the approach could also be applied to the forest zones and settlement areas. A comparison of the respective results shows that the annual WTP for the same management program differs substantially among forest zones, varying between about 107 USD in Jura and 162 USD in the Pre-Alps (Table 10). Concerning settlement areas, respondents in agglomerations have the highest WTP (148 USD) followed by those living in rural areas (137 USD), while WTP is lowest in cities with about 127 USD. Note that in case the current state of forest management in a specific (local) area is known, the population's WTP for a deviation from this practice could be determined, too.

4. Discussion and conclusions

In light of the diverse natural conditions and heterogeneous preferences of the population, we analyzed in how far supply of and demand for forest ecosystem services can be matched. For this purpose, we determined the preferences of foresters and the wider population, and analyzed differences with respect to forest zones and settlement areas. Finally, we determined the changes in willingness to pay and willingness to accept in forest management programs. In the following, we discuss our approach and results with respect to several aspects.

4.1. Comparison with results of other studies

Comparing our results with other studies shows that our WTP estimates are within a similar range, although at the lower end of the largely scattered values of recreational and habitat services (Elsasser and Meyerhoff, 2007b; Elsasser, 2016; Müller et al., 2019). In a recently compiled data base with more than 20 studies on biodiversity conservation most WTP estimates range between 100 and 800 USD per year (Müller et al., 2019). While many of these studies applied similar stated preference techniques, such as Contingent Valuation or Choice Experiments, results vary from 6 USD/person/year (Elsasser and Meyerhoff, 2007a) to over 1700 USD/visitor/year (Ott and Baur, 2005). This spread demonstrates that results of WTP studies are highly context and method dependent, which exacerbates the comparison with and transfer to other study sites.

4.2. Labeled versus unlabeled CE

The decision to conduct a labeled or unlabeled experiment can have impact on the results. Which design to choose, strongly depends on the aim of the study. Results from other research fields (e.g. health economics) show that if a CE is aimed at investigating trade-offs between attributes, the alternatives should preferably not be labeled. If, on the other hand, real life choices should be explained, labeled CE are more suitable (Bekker-Grob et al., 2010). Blamey et al. (2000) argue that

Table 6
Foresters' willingness to accept (WTA) changes in forest management.

Attribute	Level	Foresters' WTA
Program orientation	Habitat	78.61*** (19.28)
	Recreation	70.69*** (19.15)
	Status quo	–
Tree species	Deciduous trees	42.46*** (15.29)
	Coniferous trees	–
	Mixture of both	13.05 (13.83)
Forest structures	No pattern visible	–25.79* (14.58)
	Partially visible	–30.27** (14.71)
	Clearly visible	–
Wood utilization	Not visible	–2.94 (14.66)
	Occasionally visible	–54.90*** (15.84)
	Largely visible	–
Area with additional measures	Extended by 5%	–
	Extended by 10%	13.92 (13.83)
	Extended by 20%	40.02*** (15.08)

(USD per hectare and year. Standard errors given in brackets. *, **, *** indicate 10, 5, 1% significance level).

Table 7
Households' willingness to pay and foresters' willingness to accept changes in forest management.

Attribute	From status quo		To new goal		Households' WTP	Foresters' WTA
Program orientation	P0	No program	P1	Recreation	40.17	70.69
Tree species	T1	Coniferous trees	P2	Habitat	40.64	78.61
	T2	Deciduous trees	T3	Mixture	10.74	42.46
	T3	Mixture	T1	Coniferous	31.86	13.05
Forest structures	S1	No pattern visible	T2	Deciduous	(-10.74)	(-42.46)
	S2	Patterns partially visible	T3	Mixture	21.12	(-29.41)
	S3	Patterns clearly visible	T1	Coniferous	(-31.86)	(-13.05)
Wood utilization	W1	Not visible	T2	Deciduous	(-21.12)	29.41
	W2	Occasionally visible	S2	Partially visible	(-22.53)	(-4.48)
	W3	Largely visible	S3	Clearly visible	(-55.82)	25.79
Area with additional measures	A1	+5%	S1	Not visible	22.53	4.48
	A2	+10%	S2	Partially visible	(-33.29)	30.27
	A3	+20%	S3	Clearly visible	55.82	(-25.79)
Area with additional measures	A1	+5%	W1	Not visible	33.29	(-30.27)
	A2	+10%	W2	Occasionally	(-5.25)	(-51.96)
	A3	+20%	W3	Largely	(-51.13)	2.94
Area with additional measures	A1	+5%	W1	Not visible	5.25	51.96
	A2	+10%	W2	Occasionally	(-45.88)	54.90
	A3	+20%	W3	Largely	51.13	(-2.94)
Area with additional measures	A1	+5%	W1	Not visible	45.88	(-54.90)
	A2	+10%	W2	Occasionally	4.03	13.92
	A3	+20%	W3	Largely	3.74	40.02
Area with additional measures	A1	+5%	W1	Not visible	(-4.03)	(-13.92)
	A2	+10%	W2	Occasionally	(-7.77)	(-26.10)
	A3	+20%	W3	Largely	(-3.74)	(-40.02)
Area with additional measures	A1	+5%	W1	Not visible	7.77	(-26.10)
	A2	+10%	W2	Occasionally		
	A3	+20%	W3	Largely		

(WTP=USD per household and year, WTA=USD per hectare and year; negative signs reflect households' WTA and foresters' WTP, respectively; significant values in bold).

Table 8
Combinations of positive and negative WTP and WTA.

Households' WTP	Foresters' WTA	Description
+	+	Households are willing to pay for a change and foresters would need a compensation
-	+	Households and foresters would need a compensation
+	-	Households are willing to pay for a change, but foresters would not need a compensation
-	-	Households would need a compensation but foresters not

labeled CE better reflect the emotional context, a fact that should not be neglected in valuing recreational and habitat services, which can be supposed to have such an emotional component. Further, labelling might reduce the cognitive burden of the respondents and enable them to better embed their decisions in the specific context (Olschewski, 2013).

4.3. Using a MNL model to analyze CE data

The multinomial logit model implies that the random component ϵ is independently and identically 'extreme value' distributed. Further, the respondents' choices are assumed to be independent from irrelevant

Table 9
Comparison of households' WTP and foresters' WTA of an exemplified forest management program (overall sample, significant values in bold).

Attribute/label	From status quo		To new goal		Households' WTP USD/year	Forester's WTA USD/ha/year
Program	P0	No program	P1	Recreation	40.17	70.69
Tree species	T1	Coniferous trees	T2	Mixture	31.86	13.05
Forest structures	S3	Clearly visible	S1	No pattern visible	55.82	(-25.79)
Wood utilization	W2	Occasionally visible	W1	Invisible	5.29	51.96
Area with additional measures	A1	+5%	A2	+10%	3.99	13.92
					137.13 per household	123.83 per hectare

Table 10
WTP (per household and year) for an exemplified forest program in different forest zones and settlement areas (significant values in bold).

Attribute	From status quo		To new goal		Jura	Plateau	Pre-Alps	Alps	Cities	Agglomerations	Rural areas
Program	P0	No program	P1	Recreation	23.85	41.80	61.75	46.44	33.25	53.33	37.50
Tree species	T1	Coniferous trees	T3	Mixture of both	34.51	33.36	30.35	16.35	29.15	31.09	34.31
Forest structures	S3	Clearly visible	S1	No pattern visible	37.54	56.99	64.50	70.24	47.53	58.45	60.10
Wood utilization	W2	Occasionally visible	W1	Invisible	5.20	6.74	4.72	-2.57	6.37	3.20	5.87
Area with additional measures	A1	+5%	A2	+10%	5.88	6.20	0.89	3.84	10.55	1.88	-0.54
					106.98	145.09	162.21	134.30	126.85	147.95	137.24

alternatives (IIA) (Hensher et al., 2005). Given that it is hardly ever possible to identify all types of correlations among the provided alternatives, it cannot be presupposed a priori that the IIA assumption is fulfilled (Olschewski et al., 2019). This, however, is particularly an issue when deriving general forecasts or predicting shifts in market shares. In our study, we focus on eliciting preferences and deriving WTP/WTA measures, while abstaining from making any forecast. Notwithstanding, to ensure that IIA does not lead to biased results we additionally estimated a nested logit model. This allows us to control for the fact that alternative 1 and alternative 2 may be close substitutes, which eventually may lead to a violation of the IIA assumption (Hess and Daly, 2014). The results show that the magnitude of the estimates is very similar to those of the MNL model presented in Table 4. The nesting parameter 'lambda_alternatives' close to '1' indicates that there is only a weak correlation between the error terms of alternative 1 and alternative 2. Consequently, a potential violation of the IIA assumption can be discarded. The same procedure has been applied to the foresters' data. Here, the small sample size clearly affects the robustness of our estimates. While the results for the preference space differ in magnitude, they tell a similar story. The same applies for the WTP estimates. For further details please check the supplementary information.

4.4. Impact on decision-making in forest management: matching supply and demand

Our study took advantage of simultaneously collecting data from different forest zones and settlement areas to detect respective differences within the same experimental setting. Furthermore, as foresters as well as the wider population participated, we were able to compare WTP and WTA estimates, thereby eliciting options for matching supply and demand of management alternatives. Our results and the determined WTP differences between forest zones and settlement areas show that it is feasible and useful to consider the demand side, in our case the local population, when taking forest management decisions, especially in the context of emerging bottom-up approaches as for example detected by Olschewski et al. (2018). Our analysis shows that different combinations of WTP and WTA are possible (compare Table 8), leading to different management recommendations. In case that WTP and WTA are both positive, they have to be compared to check whether WTP is sufficiently high to cover the additional costs of a management change. If WTP is negative and WTA positive, a management change is economically not feasible. If WTP is positive and WTA negative, a management change is in line with population's preferences and would be realized even without extra financing. Finally, if WTP and WTA are both negative, a management change would be against population's preferences but could be realized even without extra financing. In any case, due to the fact that WTP and WTA are related to different units (USD/household and per hectare, respectively), they can only be compared in a specific context, where the number of households and the relevant forest area are known. Given these prerequisites, our approach provides the opportunity to assess the feasibility of different management scenarios at the local and regional level. In cases where an additional financing is required, flexible payment schemes can be applied (Lienhoop and Brouwer, 2015). They could be tailored to the population's preferences and silvicultural needs (Villamayor-Tomas et al., 2019) with the aim to ensure an effective and efficient forest management.

4.5. Outlook: significance of the results for future management

Summing up, it becomes clear that the population prefers forests, which are neither dominated by coniferous nor by deciduous trees but show a balanced mixture of both. Furthermore, there is significant preference for permanent forests instead of single-age-cohort management. Besides that, bigger forest clearings should be avoided, even if they would be part of a natural forest development. Notwithstanding these similarities, WTP varies substantially among forest zones and

settlement areas, respectively.

Given the recently observable change from a predominantly governmental top-down approach to diverse bottom-up initiatives, including efforts of the local population to participate in forest management decisions (Thees and Olschewski, 2017), a better matching of the population's preferences with feasible forest management option is necessary. Our WTP and WTA estimates give an indication, in how far residents are disposed to finance specific management alternatives. However, given that the foresters' sample was comparatively small and biased towards mountainous regions, the results should be interpreted with care. Practice-relevant advice should be based on a broader data and response base, especially on the supply side of ES.

In a next step, these results could be integrated into optimization processes for different management options. Such optimization could build on methods demonstrated by Uhde et al. (2017) for a forest or by Knoke et al. (2020) for a land-use example. Our approach provides the methodology and information required for the described matching and optimization procedures.

Funding

This research was funded by the Swiss Federal Office for the Environment.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

CRediT authorship contribution statement

Alexandra Müller: Conceptualization, Data curation, Formal analysis, Funding acquisition, Investigation, Methodology, Project administration, Software, Visualization, Writing - original draft, Writing - review & editing. **Roland Olschewski:** Conceptualization, Data curation, Formal analysis, Methodology, Software, Supervision, Validation, Visualization, Writing - original draft, Writing - review & editing. **Christian Unterberger:** Formal analysis, Methodology, Software, Visualization, Writing - original draft, Writing - review & editing. **Thomas Knoke:** Conceptualization, Supervision, Writing - original draft, Writing - review & editing.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111008>.

References

- Bateman, Ian J., Harwood, Amil R., Mace, Georgina M., Watson, Robert T., Abcon, David J., Andrews, Barnaby, et al., 2013. Bringing ecosystem services into economic decision-making: land use in the United Kingdom. *Science* 341 (6141), 45–50. <https://doi.org/10.1126/science.1234379>.
- Bekker-Grob, Esther, W. de, Hol, Lieske, Donkers, Bas, van Dam, Leonie, Habbema, J., Dik, F., van Leerdam, Monique, E., et al., 2010. Labeled versus unlabeled discrete choice experiments in health economics: an application to colorectal cancer screening. *J. Int. Soc. Pharmac. Outcomes Res.* 315–323. <https://doi.org/10.1111/j.1524-4733.2009.00670.x>, 13 (2), Value in Health.
- Blamey, R.K., Bennett, J.W., Louviere, J.J., Morrison, M.D., Rolfe, J., 2000. A test of policy labels in environmental choice modelling studies. *Ecol. Econ.* 32 (2), 269–286. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00101-9](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00101-9).
- Burkhard, Benjamin, Kroll, Franziska, Nedkov, Stoyan, Müller, Felix, 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. In: *Ecological Indicators*, vol. 21, pp. 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>.
- Burkhard, Benjamin, Kaudriks, Marion, Hou, Ying, Müller, Felix, 2014. Ecosystem service potentials, flows and demands—concepts for spatial localisation, indication and quantification. *IO* 34, 1–32. <https://doi.org/10.3097/IO.201434>.
- Burkhard, Benjamin, Santos-Martin, Fernando, Nedkov, Stoyan, Maes, Joachin, 2018. An operational framework for integrated Mapping and Assessment of Ecosystems

- and their Services (MAES). OE 3, e2831. <https://doi.org/10.3897/jneco.3.e2831>.
- Castro, Antonio J., Verburg, Peter H., Martín-López, Berta, García-Llorente, Martina, Cabello, Javier, Vaughn, Caryn C., López, Enrique, 2014. Ecosystem service trade-offs from supply to social demand: a landscape-scale spatial analysis. In: *Landscape and Urban Planning*, vol. 152, pp. 102–110. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.009>.
- Champ, Patricia A. (Ed.), 2017. *A Primer on Nonmarket Valuation*, second ed. vol. 13. Springer, Dordrecht. The Economics of Non-Market Goods and Resources.
- Christensen, Tove, Pedersen, Anders Brath, Nielsen, Helle Oersted, Merckhøj, Morten Rasmussen, Hasler, Berit, Denver, Sigrud, 2011. Determinants of farmers' willingness to participate in subsidy schemes for pesticide-free buffer zones—a choice experiment study. *Ecol. Econ.* 70 (8), 1558–1564. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.03.021>.
- Cimón-Morla, Jérôme, Darveau, Marcel, Poulin, Monique, 2014. Towards systematic conservation planning adapted to the local flow of ecosystem services. In: *Global Ecology and Conservation*, vol. 2, pp. 11–23. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.07.005>.
- Elassner, Peter, 2016. An Updated Bibliography and Database on Forest Ecosystem Service Valuation Studies in Austria, Germany and Switzerland. Hamburg (Thünen Working Paper, 65).
- Elassner, Peter, Meyerhoff, Jürgen, 2007a. A Bibliography and Data Base on Environmental Benefit Valuation Studies in Austria, Germany and Switzerland - Part I: Forestry Studies. Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie 2007/01. Hamburg, checked on 9/21/2016.
- Elassner, Peter, Meyerhoff, Jürgen, 2007b. Excel-database to a bibliography and data base on environmental benefit valuation studies in Austria, Germany and Switzerland Part I: forestry studies. Available online at: https://www.researchgate.net/publication/268146843_Excel-Database_to_A_Bibliography_and_Data_Base_on_Environmental_Benefit_Valuation_Studies_in_Austria_Germany_and_Switzerland_Part_I_Forestry_Studies2007?dsource=doi&linkId=54620af50cf27487b4557c2a&shoefulltext=true. (Accessed 10 July 2016).
- Federal Statistical Office, 2010. Forest zones of Switzerland (map). Available online at: <https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/kataloge-datenbanken/karten.assetdetail.441377.html>. (Accessed 29 May 2019).
- FOEN, 2013. Forest Policy 2020. Vision, objectives and measures for the sustainable management of forests in Switzerland. Federal Office for the Environment (FOEN) checked on 8/7/2019.
- Harrison, Paula A., Dunsford, Rob, Barton, David N., Keidman, Exeter, Martín-López, Berta, Norton, Lisa, et al., 2018. Selecting methods for ecosystem service assessment: a decision tree approach. In: *Ecosystem Services*, vol. 29, pp. 481–498. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.016>.
- Hausman, D.A., Ruess, J.M., Greene, W.H., 2005. *Applied Choice Analysis - a Primer*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 717.
- Hess, Stephanie, Daly, Andrew, 2014. *Handbook of Choice Modelling*. Edward Elgar Publishing, Books, Cheltenham, UK and Northampton, MA, USA.
- Hess, S., Palma, D., 2019a. Apollo Version 0.0.8, User Manual. Available online at: www.ApolloChoiceModelling.com. (Accessed 30 October 2019).
- Hess, S., Palma, D., 2019b. Apollo: a flexible, powerful and customisable freeware package for choice model estimation and application. *J. Choice Model.* 32.
- Howe, Caroline, Sulch, Helen, Vine, Shankar, Maco, Georgina M., 2014. Creating win-win from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: a meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. In: *Global Environmental Change*, vol. 28, pp. 263–275. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005>.
- Knack, T., Paul, C., Rammig, A., Götting, E., Hildebrandt, P., Hiert, F., Peters, T., Richter, M., Dierdt, K.H., Castro, L.C., Calvo, S., Ochoa, S., Valle-Carrión, L., Hamer, U., Tischer, A., Potthast, K., Windhorst, D., Heimer, J., Wilcke, W., Velasco, A., Gerique, A., Puhle, P., Adams, J., Brenner, L., Mosandl, R., Beck, E., Weber, M., Stimm, B., Brenner, S., Verburg, P., Bendix, J., 2020. Accounting for multiple ecosystem services in a simulation of land-use decisions: does it reduce tropical deforestation? *Global Change Biol.* 26, 2403–2420. <https://doi.org/10.1111/gcb.15003>.
- Kroll, Franziska, Müller, Felix, Haase, Dagmar, Fohrer, Nicola, 2012. Rural-urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. *Land Use Pol.* 29 (3), 521–535. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.07.008>.
- Lancaster, Kelvin J., 1966. A new approach to consumer theory. *J. Polit. Econ.* 74 (2), 132–157.
- Lienhoop, Nels, Brouwer, Roy, 2015. Agri-environmental policy valuation: farmers' contract design preferences for afforestation schemes. In: *Land Use Policy*, vol. 42, pp. 568–577. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.09.017>.
- Louvière, J.J., 2001. Choice experiments: an overview of concepts and issues. In: Bennett, Jeffrey, Keith Blamey, Russell (Eds.), *The Choice Modelling Approach to Environmental Valuation*. Edward Elgar (New horizons in environmental economics), Cheltenham, UK, Northampton, MA, pp. 13–36.
- MA, 2005. Millennium ecosystem Assessment. Available online at: <https://www.millenniumassessment.org/en/index-2.html>, 11/14/2015, checked on 9/17/2019.
- Mao, Joachim, Liqueste, Camille, Teller, Anne, Erhard, Markus, Paracchini, Maria Luisa, Barredo, José I., et al., 2016. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. In: *Ecosystem Services*, vol. 17, pp. 14–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.023>.
- Matějka, Filip, McKay, Alisdair, 2015. Rational inattention to discrete choices: a new foundation for the multinomial logit model. *Am. Econ. Rev.* 105 (1), 272–298. <https://doi.org/10.1257/aer.20130047>.
- McFadden, Daniel, 1973. Conditional logit analysis of qualitative choice behavior. In: Paul, Zarembka (Ed.), *Frontiers in Econometrics*. Academic Press (Economic theory and mathematical economics), New York, pp. 105–142.
- Motta Renzo, Hasdemand, Jean, Claude, 2000. Protective forests and silvicultural stability. *Mt. Res. Dev.* 20 (2), 180–187. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2000\)020\[0180:PFAS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2000)020[0180:PFAS]2.0.CO;2).
- Mouchet, Maud A., Lamarque, Pénélope, Martín-López, Berta, Crouzet, Emeline, Gos, Pierre, Byczek, Colline, Lavorel, Sandra, 2014. An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. In: *Global Environmental Change*, vol. 28, pp. 298–308. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.012>.
- Müller, Alexandra, Knoke, Thomas, Olchewski, Roland, 2019. Can existing estimates for ecosystem service values inform forest management? *Forests* 10 (2), 132. <https://doi.org/10.3390/f10020132>.
- Olchewski, R., 2013. How to value protection from natural hazards - a step-by-step discrete choice approach. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 13 (4), 913–922. <https://doi.org/10.5194/nhess-13-913-2013>.
- Olchewski, Roland, Behl, Peter, Teich, Michaela, Wissen Hayek, Ulrike, Grüt-Regamey, Adrienne, 2012. Avalanches protection by forests — a choice experiment in the Swiss Alps. In: *Forest Policy and Economics*, vol. 15, pp. 108–113. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2011.10.002>.
- Olchewski, Roland, Schaller, Markus, Dittgen, Alexandra, Lemm, Renato, Kimmich, Christian, Markovic, Jelena, Thees, Oliver, 2015. Markterhalten öffentlicher Forstbetriebe in Graubünden und im Aargau. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 166 (5), 282–290. <https://doi.org/10.3188/swf.2015.0282>.
- Olchewski, Roland, Sandström, Camilla, Karymov, Ulas, Johansson, Johanna, Fürst, Christine, Ring, Irene, 2018. Policy Forum: challenges and opportunities in developing new forest governance systems: insights from the IPBES assessment for Europe and Central Asia. In: *Forest Policy and Economics*, vol. 97, pp. 175–179. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2018.10.007>.
- Olchewski, R., Trautova, P., Thees, O., Polosek, P., 2019. How does wood mobilization depend on marketing decisions? A country comparison based on choice experiments. *Ann. For. Sci.* 76, 103. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0894-z>.
- Ott, W., Baum, M., 2005. Der monetäre Erholungswert des Waldes. *Umwelt-Materialien* Nr. 193, 70 S. Bonn: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- IPBES, Rounsevell, M., Fischer, A., Rando, Torre-María, Mader, A., 2018. The IPBES Regional Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services for Europe and Central Asia. With Assistance of M. pp. 661–802. Bonn, Germany: Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. <https://www.ipbes.net/assessment-reports/eca>.
- Sauter, Philipp A., Möllmann, Torsten B., Anastasiadis, Friederike, Muthhoff, Oliver, Mühling, Bernhard, 2016. To insure or not to insure? Analysis of foresters' willingness-to-pay for fire and storm insurance. In: *Forest Policy and Economics*, vol. 73, pp. 78–89. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.08.005>.
- Schäpke, Uta, Candelino, Sebastian, Vogl, Egon, Lohs, Jäger, Hieronymus, Labadini, Alice, Marwede, Thomas, et al., 2019. Integrating supply, flow and demand to enhance the understanding of interactions among multiple ecosystem services. *Sci. Total Environ.* 651 (Pt 1), 928–941. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.235>.
- Street, Deborah J., Burgess, Lenzie, 2012. Designs for choice experiments for the multinomial logit model. In: *In Design And Analysis Of Experiments*, vols. 331–78. John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118147634.ch10>.
- Thees, Oliver, Olchewski, Roland, 2017. Physical soil protection in forests - insights from production-, industrial- and institutional economics. In: *Forest Policy and Economics*, vol. 80, pp. 99–106. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.01.024>.
- Turner, Katrine Grace, Odgaard, Mette Vestergaard, Becker, Peder K., Dalgaard, Tommy, Svensson, Jens-Christians, 2014. Bundling ecosystem services in Denmark: trade-offs and synergies in a cultural landscape. In: *Landscape and Urban Planning*, vol. 125, pp. 89–104. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.02.007>.
- Uhde, S., Heinrichs, S., Stiehl, C.R., Ammer, C., Müller-Urgel, B., Knoke, T., 2017. Bringing ecosystem services into forest planning - can we optimize the composition of Chilean forests based on expert knowledge? *For. Ecol. Manag.* 404, 126–140. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.08.021>.
- Villamayor-Tomas, Sergio, Sagebiel, Julian, Olchewski, Roland, 2019. Bringing the neighbors in: a choice experiment on the influence of coordination and social norms on farmers' willingness to accept agro-environmental schemes across Europe. In: *Land Use Policy*, vol. 84, pp. 200–215. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.03.006>.
- Villamayor, Anastasio J., Glesk, Klara, Rodríguez-Entrena, Macario, 2017. Protest responses and willingness to accept ecosystem services providers' preferences towards incentive-based schemes. *J. Agric. Econ.* 68 (3), 801–821. <https://doi.org/10.1111/1477-9552.12211>.
- Weller, Priska, Elassner, Peter, 2018. Preferences for forest structural attributes in Germany - evidence from a choice experiment. In: *Forest Policy and Economics*, vol. 93, pp. 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2018.04.013>.