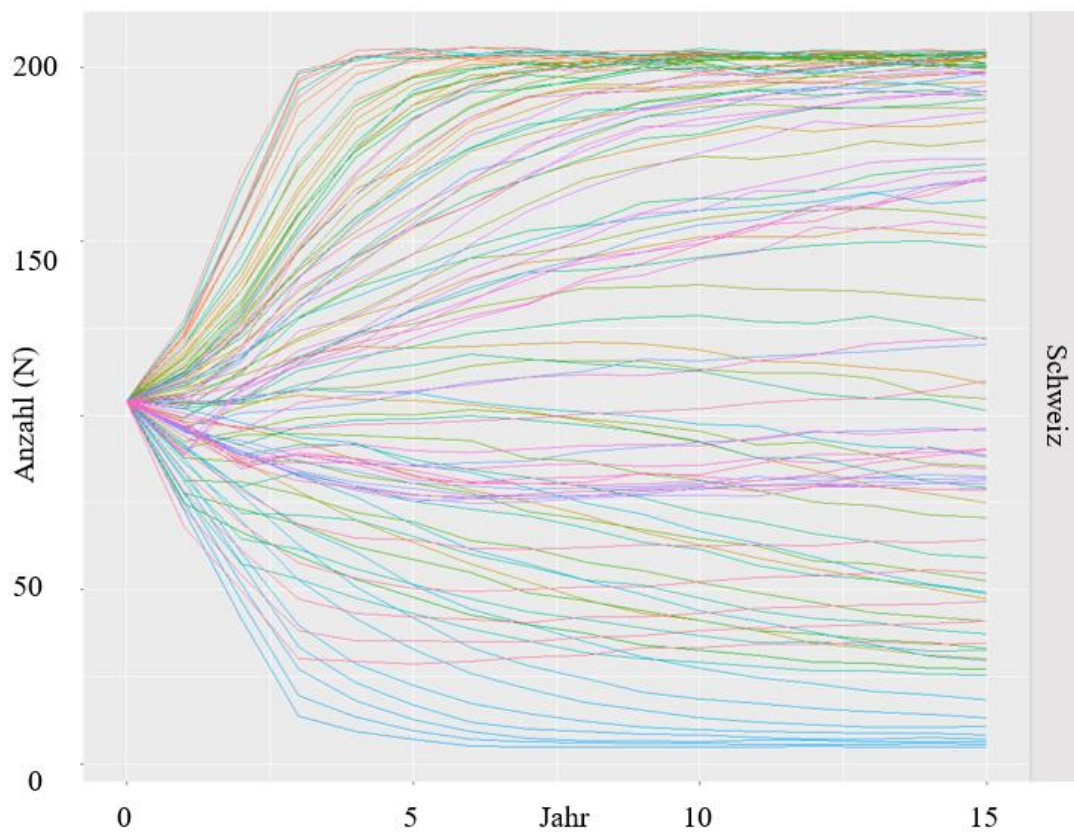


Wildtiermanagement – Wolf

Vergleichende Bestandsszenarien für den Wolf in der Schweiz und Handlungsvorschläge für ein praxisorientiertes Wolfsmanagement in den Schweizer Gebirgskantonen



Wildtiermanagement – Wolf

Vergleichende Bestandsszenarien für den Wolf in der Schweiz und Handlungsvorschläge für ein praxisorientiertes Wolfsmanagement in den Schweizer Gebirgskantonen

Bearbeitung: Jennifer Hatlauf, Klaus Hackländer

Workshop- und Diskussionsteilnehmer:

Büro Alpe: Doris Werder

Graubünden (GR): Adrian Arquint, Hannes Jenny, Peter Kuchler, Arno Puorger

Tessin (TI): Gabriele Cozzi, Loris Ferrari, Daniela Linder

Uri (UR): Damian Gisler, Josef Walker,

Wallis (VS): Nicolas Bourquin, Moritz Schwery, Yvon Crettenan, Sven Wirthner

Auftraggeber:

Regierungskonferenz der Gebirgskantone (RKGK), Hinterm Bach 6, Postfach 539, 7001 Chur

Empfohlene Zitierung:

Hatlauf J, Hackländer K (2022) Wildtiermanagement – Wolf. Vergleichende Bestandsszenarien für den Wolf in der Schweiz und Handlungsvorschläge für ein praxisorientiertes Wolfsmanagement in den Schweizer Gebirgskantonen. Projektbericht, Hrsg.: Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ) Universität für Bodenkultur Wien.

Universität für Bodenkultur Wien

Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung (DIBB)

Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ), 2022

Gregor Mendel Straße 33

A 1180 Wien

INHALT

Glossar	5
Zusammenfassung	9
Executive Summary	13
1. Einleitung	16
1.1. Aufgabe und Kontext	16
1.2. Der Wolf	17
1.2.1. Lebensraum und Verbreitung	17
1.2.2. Sozialstruktur und Fortpflanzung	19
1.2.3. Verhalten und Raumnutzung	20
1.2.4. Nahrungsökologie und Nutztiere	22
1.3. Modellierungen und Populationsgefährdungsanalyse	23
2. Entwicklung des Wolfsbestands in der Schweiz (PVA)	24
2.1. Literatur und Populationsbiologische Grundannahmen	25
2.2. Datenakquisition und Statistische Auswertungssoftware	25
2.3. Bestandsdynamik des Wolfs	26
2.4. Eingangparameter für die Simulation	27
2.4.1. Initialbestand und Tragfähigkeit im Alpenraum	27
2.4.2. Eingangparameter zu den Letale Allelen und Äquivalenten	30
2.4.3. Eingangparameter zur Reproduktion	30
2.4.4. Eingangparameter zur Mortalität	32
2.4.5. Eingangparameter zu Katastrophen	34
2.4.6. Eingangparameter zu Austausch und Dispersal	34
2.4.7. Zusammenfassung der Eingangparameter und Annahmen	35
2.5. Sensitivitätstests	37
2.6. Ergebnisse	37
2.6.1. Ergebnisse der Populationsgefährdungsanalyse (DS)	37
2.6.2. Ergebnisse – Initialbestand und Tragfähigkeit	40
2.6.3. Ergebnisse – Reproduktion	42
2.6.4. Ergebnisse – Mortalität	47
2.6.5. Ergebnisse – Katastrophen	54
2.6.6. Ergebnisse – <i>Dispersal</i>	59
2.7. Diskussion der Populationsgefährdungsanalyse	64

2.7.1. Notwendige Vorsicht bei Interpretationen	65
2.7.2. Genetische Effekte	65
3. Wolfsmanagement in der Schweiz	67
3.1. Rechtlicher Rahmen und Status	69
3.2. Der Wolf in der Kulturlandschaft – Konflikte und Nutzen	71
3.3. Die Schweiz als „Wolfsmanagementzone“	74
3.4. Umgang mit auffälligen Wölfen gegenüber dem Menschen	76
3.5. Praxistauglichkeit des aktuellen Wolfsmanagements	81
3.5.1. Herausforderung – potenzielle Bestandsregulierung	82
3.5.2. Herausforderung – Feststellen des Sozialstatus	87
3.5.3. Umgang mit Hybridisierung	87
3.5.4. Kosten im Wolfsmanagement	90
4. Ausblick und Empfehlungen	91
4.1. Zukünftiges Management	91
4.2. Zukünftiges Monitoring und Wissenschaft	95
4.2.1. Kritische Werte – Kapazitätsgrenze vs. Akzeptanzgrenze	95
4.2.2. Kritische Werte – Mortalität	96
4.2.3. Kompensatorische Mortalität	102
4.2.4. Kritische Werte – Reproduktion	103
4.2.5. Kritische Werte – Katastrophen	103
4.2.6. Kritische Werte – <i>Dispersal</i>	103
4.2.7. Monitoring	104
4.2.8. Besenderung von einzelnen Individuen	104
5. Literatur	106

Im Interesse der Lesbarkeit wird in diesem Bericht auf geschlechtsbezogene Formulierungen verzichtet. Selbstverständlich sind immer alle Geschlechter gemeint, auch wenn explizit nur eines angesprochen wird. Im Text sind englische bzw. anglisierte sowie lateinische Begriffe *kursiv gesetzt*. Die wichtigsten deutschen bzw. eingedeutschte Fachbegriffe, welche hier im Glossar zu finden sind, werden bei der ersten Erwähnung unterstrichen.

GLOSSAR

Allel: Variante der DNS-Sequenz eines Gens. Diploide Organismen besitzen pro Gen jeweils ein Allel von der Mutter und eines vom Vater. Der physische Ort eines Gens und damit der Allele auf der DNS-Sequenz wird *Locus* (plur. *Loci*) genannt.

Allelfrequenz: Die Häufigkeit von Allelen über alle Individuen innerhalb einer Population hinweg wird als Allelfrequenz (relative Häufigkeit) bezeichnet. Weit verbreitete Allele haben eine hohe Allelfrequenz, seltene Allele eine niedrige.

Bestandsgröße: Da genaue Schätzungen der Populationsgröße von Wölfen schwer durchführbar sind, ist es generell empfehlenswert, mit den Parametern Rudelanzahl, Paare und residenten Einzelwölfen zu arbeiten. Aus diesen Zahlen lässt sich die Anzahl geschlechtsreifer Individuen ableiten (ein notwendiger Parameter, welcher etwa in der FFH-Richtlinie der Europäischen Union eine Rolle spielt). Zum Ende eines Monitoringjahres (30. April) werden jene Individuen als geschlechtsreif angesehen, die im vorvorherigen Jahr geboren wurden oder älter sind. Neben den beiden geschlechtsreifen Tieren eines jeden Rudels oder Paares werden die geschlechtsreifen, residenten Einzelwölfe gezählt. Für die Ermittlung der Bestandsgröße werden also keine transienten (auf Wanderschaft befindliche) Wölfe berücksichtigt (in vorliegender Populationsgefährdungsanalyse wird auf die Anzahl der in der ganzen Schweiz genetisch nachgewiesenen Individuen zurückgegriffen).

Disperser: In vorliegendem Modell umfassen *Disperser* jene Individuen, die ihr Geburtsgebiet verlassen und sich auf der Suche nach einer Gelegenheit zur Etablierung eines neuen Territoriums und einem Paarungspartner befinden.

Dispersion: Ist jede Bewegung von Individuen zwischen verschiedenen Revieren (daher angenommener Genfluss). Bewegungen, die zu einem effektiven Genfluss führen, werden als effektive Dispersion bezeichnet.

DS (*Default Szenario*): Das als *Default* bezeichnete Szenario im Rahmen dieser Studie dient als Ausgangsbasis. Alle weiteren Szenarios wurden entwickelt, um die Effekte einzelner Parameter auf die Bestandsentwicklung zu untersuchen und zu dokumentieren. Die Eingangparameter des DS basieren, soweit vorhanden, auf Daten aus der Schweiz. Fehlende, für die Modellierung benötigte Eingangparameter wurden aus der Literatur entnommen. Dabei wurde auf die Vergleichbarkeit mit der Schweiz geachtet. Die Eingangparameter können nicht als fix gegebene Werte für den Bestand in der Schweiz interpretiert werden, sondern müssen permanent aktualisiert werden. Das DS kann deshalb als die bestmögliche Annäherung verstanden werden, stellt aber keinen Anspruch auf die exakte Abbildung der

zukünftigen Entwicklungen. Aufgrund voranschreitender Entwicklungen, der vorhandenen Eingangsdaten und unvorhergesehener Einflüsse auf den Schweizer Wolfsbestand kann die künftige Bestandsdynamik vom DS abweichen.

Geschützte Fläche: Flächen auf denen alle zumutbaren Schutzmaßnahmen für Nutztiere ergriffen wurden.

Homozygotie/Heterozygotie: Hat ein Individuum von beiden Elternteilen dasselbe Allel für ein Gen vererbt bekommen, spricht man bei diesem Allel von Homozygotie. Wenn die Allele, welche von Mutter und Vater vererbt wurden, sich unterscheiden, spricht man von Heterozygotie. Je höher der Anteil an heterozygoten Genen pro Individuum bzw. über alle Individuen innerhalb einer Population, desto höher ist die genetische Diversität.

Iteration: Die Wiederholung einer kompletten Modell-Simulation über einen definierten Zeitraum (in vorliegender Studie jeweils 15 Jahre).

Kompartiment: Für das Management der Großraubtiere Bär, Luchs und Wolf wird die Schweiz in Haupt- und Teilkompartimente eingeteilt, welche aus mehreren Kantonen oder Teilen davon bestehen. Pro Hauptkompartiment steuert eine interkantonale Kommission (IKK) das Management.

Kompensatorische Mortalität: Die Gesamtsterblichkeit eines Bestands ergibt sich aus diversen Ursachen (Altersschwäche, Krankheit, Verkehrsunfälle, Nahrungsmangel, Abschuss usw.) – bei kompensatorischer Mortalität gleichen sich verschiedene Todesursachen aus, bzw. heben sich auf. Im Gegensatz dazu kommen bei additiver Mortalität Faktoren hinzu, welche die Gesamtsterblichkeit zusätzlich erhöhen.

Lebensraumtragfähigkeit (Kapazitätsgrenze): Maximale Anzahl von Individuen einer Art, die in einem definierten Gebiet langfristig existieren können. Im vorliegenden Modell bezieht sich diese Kapazitätsgrenze ausschließlich auf die ökologische Tragfähigkeit. Die aus menschlicher Sicht gewünschte Tragfähigkeit aufgrund sozio-ökonomischer Ansprüche liegt üblicherweise deutlich unterhalb der ökologischen Kapazitätsgrenze.

Lebenszyklus (*life-cycle*): Jedes Individuum durchläuft einen Lebenszyklus (es wird geboren, es wächst und pflanzt sich fort, es stirbt), dies wird als *life-cycle* bezeichnet. Dabei verfolgen nicht alle Individuen dieselbe Strategie. Beispielsweise verlassen manche Wölfe bereits sehr früh ihr Geburtsgebiet, wohingegen andere für viele Jahre im Rudel verbleiben.

Letale Äquivalente: Letale Äquivalente repräsentieren die kumulative Inzuchtdepression eines Bestands. Das Vorkommen eines Allels mit 100%iger Mortalität bzw. von zwei Allelen mit 50%iger Mortalität entspricht dabei einem letalen Äquivalent.

***life history*:** Die *life history*-Theorie, seltener auch Theorie der Lebensgeschichte genannt, besagt, dass Organismen begrenzte Ressourcen wie Nahrung oder Energie im Laufe ihres Lebens auf unterschiedliche, lebensnotwendige aber miteinander

konkurrierende Prozesse aufteilen müssen. Derartige Prozesse wären beispielsweise das Wachstum, die Reproduktion oder die Selbsterhaltung.

„Mate Monopolisation“: Ein Ausdruck, der im Programm Vortex verwendet wird, um männliche Individuen berücksichtigen zu können, welche nicht am Fortpflanzungsgeschehen teilnehmen. Im Falle der vorliegenden Modellierung hilft diese Angabe, die subadulten Rüden zu berücksichtigen, welche auf der Suche nach einem eigenen Revier sind. Dies unterstützt demnach eine naturgetreuere Darstellung des komplexen Sozialsystems von Wölfen.

Modell: Um komplexe Systeme zu verstehen und zu simulieren, werden mathematische Modelle erstellt. Ein Modell ist in diesem Sinne eine Sammlung von Funktionen, welche zusammengenommen das reale System bestmöglich darstellen (dabei wird eine Abwägung zwischen der möglichst realistischen Darstellung aller funktionalen Zusammenhänge und der Komplexität des Modells notwendig). Das einfachste Modell einer Population wäre beispielsweise eine Funktion für den Zuwachs und eine Funktion für die Sterberate, um die Populationsentwicklung von Jahr 1 in Jahr 2 darzustellen.

Monitoringjahr: Nach den einheitlichen Monitoring Standards in Deutschland findet ein Monitoringjahr vom 1. Mai bis 30. April des nächsten Jahres statt. Wenn nicht explizit anders vermerkt, beziehen sich nachfolgende Auswertungen auf die verfügbaren Daten aus diesen Monitoringjahren.

Nicht zumutbar schützbare Fläche: Eine Fläche, auf der es für den Bewirtschafter nicht zumutbar ist, dass er Schutzmaßnahmen ergreift, um seine Nutztiere vor Wolfsangriffen wirksam zu schützen. Für die Beurteilung der Zumutbarkeit werden die technische Umsetzung der zumutbaren Schutzmaßnahmen gemäß Artikel 10^{quinquies} Jagdverordnung (JSV, SR 922.01) sowie Arbeits- und Materialaufwand für das Ergreifen der Schutzmaßnahmen berücksichtigt.

Rudel: Eine Gruppe von mehr als zwei Wölfen, die in einem Territorium leben (keine zeitliche Angabe). Ein Rudel ist eine soziale und letztlich reproduzierende Einheit, die gemeinsam Nahrung beschafft und ein Revier markiert; Jahre ohne Reproduktion sind jedoch möglich.

Residenter Einzelwolf (territoriales Einzeltier): einzelner Wolf, der über mind. 6 Monate in einem Gebiet mit nachprüfbar Nachweisen bestätigt wurde.

Schadfall: Ein Schadfall ist ein Rissereignis trotz umgesetztem Herdenschutz oder ein Rissereignis auf einer nicht zumutbar schützbaren Fläche.

Großer Schaden: Ein großer Schaden ist, wenn ein erheblicher Schaden an Nutztieren durch einen einzelnen Wolf (Art. 9^{bis} Abs. 2 Jagdverordnung, JSV, SR 922.01), oder durch ein Rudel (Art. 4^{bis} Abs. 2 JSV) verursacht wurde oder wenn eine erhebliche Gefährdung von Menschen besteht (Art. 4^{bis} Abs. 3 JSV). Für die Ermittlung des Schadenmaßes werden alle Schadfälle angerechnet.

Sensitivitätstest: Mit Hilfe eines Sensitivitätstests kann gemessen werden, wie empfindlich eine Zielgröße des Modells (z.B. Anzahl an Wölfen nach 15 Jahren) auf

Veränderungen von Einflussgrößen (z.B. demographische Parameter wie die Mortalität) reagiert.

Simulation: Simulationen sind Berechnungen anhand eines Modells, in denen bestimmte Annahmen bestehen. In Sinne der vorliegenden Studie wurden anhand mehrere Modelle Simulationen erstellt. In diesen Simulationen wurden Wolfsbestände innerhalb eines definierten Zeitintervalls) bezüglich ihrer Wachstumsrate, zukünftiger Populationsgröße und genetischer Diversität analysiert.

Szenarien: Szenarien sind Simulationen mit unterschiedlichen Ausprägungen einzelner Eingangsparameter. Beispielsweise kann ein Szenario eine Simulation sein, in der die Eintrittswahrscheinlichkeit von Katastrophen erhöht ist.

Territoriales Paar: Wolfsrüde und Fähe, die gemeinsam ein Territorium besetzen, in dem jedoch (noch) kein Nachwuchs nachgewiesen wurde.

Transienter Einzelwolf: ein solitär lebender Wolf, der nicht standorttreu ist und keine soziale Bindung an residente Wölfe eingeht (z.B. ein dispersierendes Tier); Nachweise von kurzzeitigen Aufenthalten im Revier anderer Einzelwölfe, Paaren oder Rudeln, sind möglich.

ZUSAMMENFASSUNG

In der vorliegenden Studie wurden sowohl vergleichende Szenarien für den Wolfsbestand in der Schweiz auf Grundlage aktueller demographischer Daten durchgeführt (in Form einer Populationsgefährdungsanalyse, PVA), als auch auf Basis von Workshops und Diskussionen potenzielle Handlungsvorschläge für ein Wolfsmanagement mit Vertretern der Jagd und der Landwirtschaft aus den Gebirgskantonen diskutiert und erarbeitet.

Die zusammenfassenden Resultate welche speziell im Rahmen der Diskussionen zu potenziellen Handlungsvorschlägen geführt wurden, sind im Text in gelben Kästen gesondert dargestellt.

Wichtige Ergebnisse oder Hinweise im Rahmen der PVA sind durch grüne Kästen markiert.

Die PVAs zielten darauf ab, anhand von insgesamt 438 Sensitivitätstests (plus 40 zusätzliche zur Mortalität von Welpen) in insgesamt 43.800 (plus 4.000) Simulationen, die Bedeutung diverser Einflussfaktoren zu quantifizieren. Die durchgeführten Sensitivitätstests zeigten die Effektstärke einzelner demographischer Eingangsparameter auf die Individuenanzahl nach 15 Jahren. Die Ergebnisse wurden je nach Relevanz für die Schweiz (CH) und den gesamten Alpenraum (ALPG) abgebildet. Folgende Parameter wurden jeweils variiert: „Initialbestand und Kapazitätsgrenze“, „Reproduktion“, „Mortalität“, „Katastrophen“ und „*Dispersal*“:

- In 34 Szenarien für „**Initialbestand und Kapazitätsgrenze**“ wurden verschiedene Ausgangsbestände sowie unterschiedliche Kapazitätsgrenzen simuliert. Naturgemäß wird einerseits bei einer höheren Kapazitätsgrenze diese zeitlich später erreicht, andererseits bei höheren Initialbeständen diese Grenze früher erreicht.
- In den insgesamt 58 Szenarien für „**Reproduktion**“ war eine Änderung der durchschnittlichen Anzahl an Welpen pro Weibchen und Jahr sowie der Anteil reproduzierender Weibchen und fortpflanzungsfähiger Rüden besonders relevant. Eine Wurfgröße von einem oder zwei Welpen, sowie ein auf 10-30% reduzierter Anteil reproduzierender Weibchen bzw. auf 10% reduzierter Anteil bei fortpflanzungsfähigen Rüden zeigten signifikant niedrigere Bestandsgrößen nach 15 Jahren.
- Die Mortalitätsrate ist die Summe aller einzelnen Mortalitätsfaktoren, wobei abgesehen von natürlicher Sterblichkeit vor allem Verkehrsunfälle sowie legale und illegale Entnahme entscheidend sind. Da „**Mortalität**“ einen der größten Einflussfaktoren in einer Bestandsentwicklung darstellt, wurden hierfür 81 Sensitivitätstests für CH und 53 für ALPG durchgeführt, in welchen verschiedene Variationen der Mortalitätsparameter simuliert wurden. Eine Erhöhung der Mortalität wirkte sich in allen Altersklassen signifikant negativ auf die Bestandsgröße nach 15 Jahren aus – bei Welpen ab 75%, bei Jährlingen bzw. Subadulten ab 60% und bei adulten Tieren ab 35%. Bei Letzteren wurde z.B. ab diesem Wert bereits ein Bestandseinbruch festgestellt. Potenzielle Entnahme eines gewissen Prozentsatzes aus jeder Altersklasse wurde ebenso dargestellt und zeigte bei Veränderung der bestehenden Annahmen des *Default* Szenarios (DS) bei Welpen und Adulten Tieren ab 20%, bei Jährlingen ab 70% und bei Subadulten (subdominanten Tieren) ab 30% signifikante niedrigere Bestandsgrößen nach 15 Jahren. Hierauf muss bei einer geplanten Entnahme besonders Rücksicht genommen werden, und es sollte beachtet werden, dass keine kompensatorische Mortalität dargestellt ist und noch weiter erforscht werden muss.
- „**Katastrophen**“ sind schwer vorhersehbar, können aber einen bestandsreduzierenden Einflussfaktor darstellen, weshalb jeweils 37 Szenarien für CH und für ALPG durchgeführt wurden, in welchen Frequenz, erhöhte Mortalität und verringerte Reproduktion simuliert

wurden. Die stärksten negativen Effekte auf die Bestandsgröße nach 15 Jahren konnten beobachtet werden, sobald die jährliche Wahrscheinlichkeit, also die potenzielle Frequenz von Katastrophen, erhöht wurde – ab 20% in CH und ab 24% in ALPG.

- Im Rahmen des Sensitivitätstests zu „*Dispersal*“ wurden 21 Szenarien berechnet, welche Zu- und Abwanderung in den Wolfsbestand CH simulieren, plus 104 zusätzliche Szenarien, um verschiedene Mortalitätsszenarien bei erhöhtem *Dispersal* zu untersuchen. Eine erhöhte Wolfswanderung kann großen Einfluss auf die Wirkung einzelner Parameter nehmen, wie etwa Mortalität (z.B. mehr oder weniger Spielraum geben).
- Sollte der bisherige Populationswachstumstrend unverändert bleiben, könnte das von Herrmann (2011) modellierte geeignete Habitat im DS des Bestands CH nach etwa vier bis sechs Jahren und die des Bestands ALPG voraussichtlich nach drei bis fünf Jahren ausgefüllt sein. Nimmt man hingegen einen höheren Initialbestand (die bestätigte Individuenzahl aus dem Jahr 2021/22 ergaben den aktuellen Nachweisen nach 148 bestätigte Wölfe in der Schweiz¹) – z.B. von 200 Individuen – an, und eine Kapazitätsgrenze von 500, so wäre diese unter denselben Annahmen nach etwa fünf bis sieben Jahren erreicht. Die Simulationsergebnisse basieren jedoch auf zahlreichen Annahmen und sollten nicht ohne diesen Kontext als absolute Aussagen interpretiert werden – vielmehr liegt ein großer Vorteil von Simulationen im Vergleich von verschiedenen Szenarien, wodurch z.B. bestandsgefährdende Risiken frühzeitig erkannt und im weiteren Management berücksichtigt werden können. Es zeigte sich zum Beispiel, dass der Faktor *Dispersal* (also Zu- und Abwanderung von Wölfen) einen entscheidenden Einfluss auf die Bestandsentwicklung bzw. auf einzelne andere Faktoren (wie Reproduktion oder Mortalität) hat. Es sollten vor allem Mortalitätsraten und die tatsächliche Anzahl zuwandernder Wölfe erhoben werden, um diese Werte in künftigen Analysen integrieren zu können. Zusammenfassend ermöglicht die vorliegende Studie eine erste Abschätzung der Auswirkung verschiedener Szenarien auf die Entwicklung des Wolfsbestands in der Schweiz und stellt damit eine wesentliche Grundlage für die Entwicklung eines adaptiven Wolfsmanagements dar.

Das aktuelle und zukünftige Wolfsmanagement wird im zweiten Teil der Studie genauer betrachtet. Zuerst werden der rechtliche Status und die Hauptkonfliktfelder der Interessensgruppen beschrieben sowie die Durchführbarkeit einer Zonierung für den Wolf diskutiert. Weiters wird eine genauere Überlegung zum Umgang mit auffälligen Wölfen und die relevanten Herausforderungen, mit denen Landwirtschaft aber auch Jagd im Rahmen des Managements konfrontiert sind, dargelegt. Zuletzt werden kritische Werte welche durch die PVA herausgearbeitet wurden, diskutiert und durch potenzielle Monitoringmethoden ergänzt:

- Konfliktfelder bestehen in der Landwirtschaft, der Forstwirtschaft, der Jagd und dem Natur- und Artenschutz. In den seltensten Fällen bestehen unmittelbare Konflikte zwischen Menschen und Wildtieren, sondern vielmehr solche zwischen menschlichen Interessensgruppen. Sollte eine der Interessensgruppen (Naturschutz, Jagd, Forst, Landwirtschaft, Freizeitsportler etc.) einen maximalen Anspruch einfordern, so könnte das Funktionieren dieses Systems – der Kulturlandschaft – potenziell auf lange Sicht nicht mehr gewährleistet sein. Davon abgesehen, gibt es auch ökologische Effekte der Wolfspräsenz, die für den Menschen positiv sein können.

¹ <https://kora.ch/arten/wolf/bestand/>

- Die Schweiz ist aufgrund der Kleinstrukturiertheit zu einem großen Teil als „Wolfsmanagementzone“ zu behandeln – hier darf im Vergleich zu „Wolfsschutzzonen“ Management (wie etwa eine Regulierung) unter speziellen Voraussetzungen (wie das genaue und kontinuierliche Erheben des Bestands) stattfinden. In den Workshops des Projektteams wurde sich generell gegen Begriffe wie „wolfsfreie“ Zonen ausgesprochen. Da eine Steuerung der Dichte von wilden Paarhufern in einem bestimmten Gebiet beim Vorhandensein von großen Beutegreifern nicht unbedingt vorhergesagt werden kann, sollten Konflikte und Interessensgegensätze kantonübergreifend unter Absprache bearbeitet werden.
- Zum Umgang mit auffälligen Wölfen gegenüber dem Menschen gibt es Richtlinien, die bei Rudeln eine Regulation der Welpen vorsehen, bei subadulten und adulten Tieren in Rudelsituationen, sowie auch bei Einzelwölfen jedoch noch ausbaufähig sind. Außerdem sollte in Zukunft überlegt werden, wie in verschiedenen Kategorien der Landschaft bzw. Bewirtschaftung (etwa Schutzgebiete oder eidgenössische Jagdbanngebiete) mit einer potenziellen Entnahme umgegangen wird.
- Aktuelle Herausforderungen des Wolfsmanagements zeigen sich bei der zeitnahen Entnahme von „schadstiftenden“ Wölfen (Einzelwölfe oder Wölfe eines Rudels), in Rudelsituationen bei „schadstiftenden“ Elterntiere, die das erlernte Verhalten auch ihren Jungtieren beibringen, bei nicht zumutbar schützbareren Flächen, bei Bestandserhebungen und dem Feststellen des Sozialstatus von Wölfen (Paarbildung mit oder ohne Nachwuchs) sowie auch beim Herdenschutz (siehe hierzu das von Büro Alpe erarbeitete Grundlagenpapier „Herdenschutz - Wolfsentwicklung und Konflikte mit Interessen der Alp- und Landwirtschaft“).
- Die ökologische Tragfähigkeit kann sich deutlich davon unterscheiden, wie viele Wölfe von der Gesellschaft akzeptiert werden. In der vorliegenden Arbeit wird diesbezüglich auf verschiedene Studien hingewiesen. Da diese Studien auf alten Daten beruhen, sind aktuelle Studien zur potentiellen Lebensraumeignung und Tragfähigkeit, aber auch zur „sozialen Tragfähigkeit“, zur Machbarkeit und zum Erfolg verschiedener Managementstrategien für die Schweiz erforderlich.
- Aufgrund der Anpassungsfähigkeit des Wolfes kommen innerhalb der Schweiz als potenzielle Habitate Hochlagen aber auch das Tiefland in Frage. Zudem wird der Besiedlung des Schweizer Mittellandes für die Vernetzung der europäischen Teilpopulationen eine wichtige Rolle zukommen. Hinweise darauf geben auch die Erfahrungen aus anderen Ländern (wie etwa Deutschland) und die Rückkehr des Rothirsches ins Mittelland sowie die allgemein hohe Produktivität dieses Gebiets.
- Konkrete Inhalte für ein adaptives Wolfsmanagement sind ein angepasster Managementplan, aktive Bestandserhebungen, Spielraum in der Regulierung von „schadstiftenden“ Wölfen, Förderung und Lenkung der natürlichen Beute, Angaben und eindeutige Definitionen für schnelle Handlungen (reaktiv oder proaktiv) aber auch eine weitere Unterstützung von Herdenschutzmaßnahmen – und damit Reduktion von Konflikten und letztlich verbesserte Akzeptanz.
- Es wird entscheidend, im Rahmen eines adaptiven Managements die realen Mortalitätsfaktoren und -zahlen zu beobachten und zu erheben.
- Im Monitoring sollten weiterhin die Kombination verschiedener Methoden verfolgt werden und um demographische Parameter zu erfassen, braucht es im genetischen Monitoring die

notwendigen Kapazitäten (z.B. zur Abgrenzung von Territorien, Einwanderung, Erfassung von Wurfgrößen oder Mortalitätsereignissen und Erfassung von Rudelgröße). Darüber hinaus stellte sich bereits die Besenderung einzelner Individuen als besonders lehrreich heraus.

EXECUTIVE SUMMARY

In the present study, we carried out a population viability analysis (PVA) with different scenarios for the wolf population in Switzerland on the basis of current demographic data. Furthermore, potential proposals for actions within an adaptive management were discussed and elaborated on the basis of workshops and discussions with the hunting administrations and representatives from agriculture of the alpine cantons.

The summarized results of the discussions on proposals for potential actions are presented separately in yellow boxes in the text.

Important results or references in the context of the PVAs are marked by green boxes.

The PVAs aimed to quantify the importance of various influencing factors using a total of 438 sensitivity tests (plus 40 for mortality of pups) in 43,800 simulations (plus 4.000). The sensitivity tests showed the effect strength of individual demographic input parameters on the number of individuals after 15 years. The results are presented for Switzerland (CH) and the entire Alpine region (ALPG), depending on the relevance. Concrete parameters were varied: "Initial population size and carrying capacity", "Reproduction", "Mortality", "Catastrophes" and "Dispersal":

- Different initial population sizes as well as different carrying capacity were simulated in the 34 scenarios for. Naturally, the higher the carrying capacity, the later it is reached, and the higher the input parameters of the initial population size, the earlier this limit is reached.
- In the total of 58 scenarios for "reproduction", a change in the average number of pups per female and year as well as the proportion of reproducing females and reproductive males was particularly relevant. A litter size of one or two pups, as well as a proportion of reproductive females reduced to 10-30% or reproductive males reduced to 10% showed significantly lower population sizes after 15 years.
- The mortality rate is the sum of all individual mortality factors, and apart from natural mortality, traffic accidents and legal and illegal taking are the most important. Since "mortality" is one of the major influencing factors in a stock development, 81 sensitivity tests for CH and 53 for ALPG were performed for this purpose, in which different variations of mortality parameters were simulated. An increase in mortality had a significant negative effect on the herd size after 15 years in all age classes - in pups from 75%, in yearlings and subadults from 60% and in adults from 35%. In the latter, for example, a population collapse was already observed from this value. Potential removal of a certain percentage from each age class was also presented and showed significant lower population sizes after 15 years for pups and adults from 20%, for yearlings from 70% and for subadults from 30% when the existing assumptions of the default scenario (DS) were changed.
- "Catastrophes" are difficult to predict but can be an influencing factor, so 37 scenarios each were run for CH and for ALPG in which frequency, increased mortality, and decreased reproduction were simulated. The strongest negative effects could be observed as soon as disasters with frequency reached 20% and above for CH, and 24% and above for ALPG. Thus, the higher the frequency of a disaster the stronger the effect on wolf populations.
- As part of the sensitivity test on "dispersal", 21 scenarios were calculated simulating immigration and emigration into the wolf population CH, plus 104 extra scenarios to investigate different mortality scenarios under increased dispersal. Increased wolf immigration can have a large impact on the effect of individual parameters, such as mortality.

If the previous population growth trend remains unchanged, the ecological carrying capacity modeled by Herrmann (2011) could be reached after about four to six years in the standard scenario of CH and probably in three to five years in ALPG. If, on the other hand, a higher initial population - e.g. of 200 individuals – is assumed, and a carrying capacity limit of 500, this would be reached after about five to seven years under the same assumptions. The simulation results are based on numerous assumptions and should not be interpreted as absolute statements without this context – rather, a major advantage of simulations lies in the comparison of different scenarios, which allows, for example, risks threatening the existence of the Alpine region to be identified at an early stage and considered in further management.

By repeatedly carrying out such analyses at intervals of several years, they can also form the basis for adaptive management. Above all, mortality rates and the actual number of migrating wolves should be collected in order to be able to integrate these values in future analyses. In summary, the present study allows a first assessment of the impact of different scenarios on the development of the wolf population in Switzerland. Thus, it can present an essential basis for the development of an adaptive wolf management.

Current and future wolf management is considered in more detail in the second half of this study. First, the legal status and main conflict areas of the stakeholders are described and the feasibility of zoning is discussed. Furthermore, a more detailed consideration of how to deal with bold wolves and the relevant challenges farmers but also hunting administrations are confronted with in the context of management is presented. Finally, critical values identified by the PVA are discussed and complemented by potential monitoring methods:

- The legal framework shows a strict protection of the wolf according to the Directive on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora (92/43/EEC, FFH Directive) and in Switzerland by the Bern Convention (Annex II) and the Hunting Law (JSG, SR 922.0). In the list of National Priority Species and Habitats, a reassessment of endangerment was made from "Critically Endangered" to "Highly Endangered" and its priority was updated from "High" to "Medium". In the 2022 List of Mammals Switzerland, the endangerment was downgraded to "vulnerable" (VU).
- Conflicts exist in agriculture, forestry, hunting and nature and species conservation. However, there are also important positive effects of wolf presence.
- Considering zones - due to its small-scale structure, Switzerland is to a large extent to be treated as a whole "wolf management zone" - here, compared to "wolf protection zones", management (such as potential regulation) is allowed to take place under special conditions (such as the accurate and continuous survey of the population). In the project team workshops, there was general opposition to terms such as "wolf-free" zones. Since controlling the density of wild ungulates in a given area cannot necessarily be predicted in the presence of large carnivores, conflicts and clashes of interest should be handled across cantons with consultation.
- Guidelines exist for dealing with conspicuous wolves in relation to humans; these have proven effective for packs (removal of pups), but can still be developed for adult animals. In addition, future consideration should be given to how potential removal is handled in different categories of landscape or management (such as protected areas or federally designated hunting areas).
- Current challenges of wolf management are evident in herd protection, removal of "bold" wolves, areas that cannot be protected, but also in population surveys and determining the

social status of wolves. Studies on the acceptance and "social carrying capacity", but also on the feasibility and success of different management strategies for Switzerland are urgently needed.

- Concrete contents for an adaptive wolf management are an adapted management plan, active population surveys, leeway in the regulation of "damaging" wolves, promotion and guidance of natural prey, indications and clear definitions for quick actions (reactive or proactive) but also further support of herd protection measures - and ultimately improved acceptance and reduction of conflicts.
- It becomes critical to monitor and collect real mortality factors and numbers as part of adaptive management.
- It was shown that the factor dispersal (i.e. immigration and emigration of wolves) has a decisive influence on the population development or on individual other factors (such as reproduction or mortality).
- In monitoring, the combination of different methods should continue to be pursued and in order to record demographic parameters, the necessary capacities are needed in genetic monitoring (e.g. for delineating territories, immigration, recording litter sizes or mortality events and recording pack size). In addition, the transmission of single individuals already turned out to be particularly instructive.

1. EINLEITUNG

1.1. AUFGABE UND KONTEXT

Die vorliegende Studie wurde von der Regierungskonferenz der Gebirgskantone (RKGK) in Auftrag gegeben. Vorrangige Ziele waren die Erstellung eines Handlungsvorschlages zum Management von Wölfen in der Schweiz und die Simulation der Entwicklung des Bestands unter Berücksichtigung verschiedener potenziell bestandsgefährdender Szenarien. Die Überlebensfähigkeit des Wolfbestands in der Schweiz sollte unter Berücksichtigung diverser biologischer und anthropogener Faktoren (wie etwa Einflüsse verschiedener Managementmaßnahmen; eingebettet in Szenarien) mit Hilfe demographischer Daten ermittelt werden.

Workshops zum Thema Wildtiermanagement mit Teilnahme von kantonalen Vertretern für die Zuständigkeitsbereiche Wolfsmanagement und Herdenschutz wurde im Rahmen des Projektes durchgeführt. Hier lag der Fokus speziell darauf, aktuelle Herausforderungen aber auch potenzielle Verbesserungen zu diskutieren und damit praktische Aspekte in die Handlungsvorschläge mit einfließen zu lassen.

Die zusammenfassenden Resultate und Anliegen, welche sich im Rahmen der Diskussionen und Workshops zu potenziellen Handlungsvorschlägen als besonders wichtig herausstellten, sind im Text in gelben Kästen gesondert dargestellt.

Populationsgefährdungsanalysen (*population viability analyses*, PVAs) sind wichtige Instrumente im Wildtiermanagement. Sie liefern Prognosen der Bestandsentwicklung und können eingesetzt werden, um im Rahmen von Szenarien Auswirkungen diverser Managementmaßnahmen abzuschätzen. Häufig werden PVAs im Zusammenhang mit der Analyse einer minimal lebensfähigen Populationsgröße (*minimum viable population*, MVP) eingesetzt. Es herrscht allerdings eine anhaltende wissenschaftliche Debatte darüber, inwieweit PVAs verwendet werden sollten, um tatsächlich reale Ziele oder Werte für die MVP festzulegen (siehe z.B. Carroll et al. 2019). PVAs ermöglichen vor allem die Untersuchung relativer Auswirkungen verschiedener Einflüsse oder Maßnahmen und eignen sich weniger, absolute Ziele oder Werte festzustellen. Für die Zielerreichung der vorliegenden Studie wurden PVAs eingesetzt da sie einen transparenten Prozess bieten, bei dem die zugrundeliegenden Annahmen und Daten offen und weitere Ergänzungen oder Adaptionen möglich sind (Chapron & Arlettaz 2006). Die Relevanz des Themas wird in den kommenden Jahren vermehrt die Erstellung reproduzierbarer Grundlagen für ein adaptives Management erfordern. Die in dieser Studie durchgeführte PVA versteht sich als erste Aufbereitung und sie soll Anknüpfungspunkte für weitere PVAs bzw. die Gestaltung weiterer Szenarien bieten.

Es werden hier weder der günstige Erhaltungszustand (*favourable conservation status*, FCS) noch Kapazitätsgrenzen berechnet. Die in dieser Studie vorgestellten Simulationsergebnisse basieren auf zahlreichen Annahmen und sollten nicht ohne diesen Kontext als absolute Aussagen interpretiert werden. Vielmehr liegt ein großer Vorteil von Simulationen im Vergleich verschiedener Szenarien, wodurch z.B.

bestandsgefährdende Risiken frühzeitig erkannt und im weiteren Management berücksichtigt werden können. Durch die wiederholte Durchführung im Abstand von mehreren Jahren können entsprechende Analysen ebenfalls den Grundstein für ein adaptives Management darstellen. Eine wichtige Voraussetzung für ein nachhaltiges Management besteht in der Erfassung der Überlebensfähigkeit des Bestands.

Das Management von Wildtierbeständen sollte grundsätzlich dynamisch durchgeführt werden und eng an ein intensives und kontinuierliches Monitoring zur Ermittlung des aktuellen Zustands, des Verhaltens und der Ausbreitungsdynamik des Bestands gekoppelt sein.

Wichtige Ergebnisse oder Hinweise im Rahmen der PVA sind durch grünen Kästen gekennzeichnet.

Die vorliegende Arbeit ist in vier Teile gegliedert: sie beginnt mit der Einleitung, welche auf Wolfsbiologie und der Theorie zu Populationsanalysen eingeht, es folgt als zweiter Teil eine umfassende PVA mit Sensitivitätstests, das dritte Kapitel beschäftigt sich mit dem aktuellen Wolfsmanagement in der Schweiz und seinen Herausforderungen, und im letzten Teil wird im Ausblick mit einer Zusammenführung der PVA und potenziell abzuleitenden Handlungsvorschlägen abgeschlossen.

1.2. DER WOLF

1.2.1. LEBENSRAUM UND VERBREITUNG

Seit Anfang des 21. Jahrhunderts hat die Wiederausbreitung des Wolfes in Europa zunehmend an Dynamik gewonnen. Wölfe sind ausgesprochene Generalisten, können alle Lebensraumtypen nutzen und haben keine speziellen Ansprüche an das Habitat. Die Vielfalt an möglichen Lebensräumen zeigt sich auch durch ihr weites geographisches Verbreitungsgebiet. Genutzte Gebiete sind sehr divers: von geschlossenen bis offenen Wäldern, Wüsten, (Kälte-)Steppen, Gebirgsregionen, Ödland, Gras- und Buschlandschaften, Küstenregionen bis zu Feuchtgebieten. Neben Naturlandschaften werden vom Wolf auch Kulturlandschaften, also von menschlicher Nutzung geprägte Landschaftstypen, als Lebensraum genutzt. Vor allem in Gebieten mit ausreichend Nahrung und ohne negative anthropogene Einflüsse, können sich Rudel erfolgreich etablieren. Die aktuelle Ausbreitungsentwicklung in Europa spiegelt dies wieder (Kaczensky et al. 2021). Durch ausreichend hohe Schalenwildichten, also ein günstiges Nahrungsangebot, und durch den in Europa größtenteils geltenden strengen Schutz aufgrund der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) der EU sowie der Berner Konvention können sich Wölfe in der Regel ungestört ausbreiten. Für jedes EU-Land ist laut Definition in der FFH-RL eine eigene Teilpopulation gefordert, die sich in einem sogenannten günstigen Erhaltungszustand befinden muss. Von diesem ausgehend, stellt sich für jedes Land die Frage, welcher Lebensraum zur Verfügung steht und für wie viele Tiere im Land Platz wäre. Obwohl der Wolf prinzipiell überall

vorkommen kann, eruierten einige Studien die wichtigsten Lebensraumgegebenheiten, welche ein Vorkommen des Wolfes in Mitteleuropa stark begünstigen: Als positive Faktoren werden ein größerer Bewaldungsgrad sowie eine geringe Dichte menschlicher Infrastruktur (Verkehrsnetz und Siedlungsgebiete) genannt. Große Rückzugsräume, in denen sich europäische Wolfspopulationen halten konnten, befinden sich vor allem in waldreichen Regionen wie etwa den Apenninen oder den Karpaten. Die Häufigkeit des Auftretens von Wölfen nimmt nach den Studien mit zunehmender Waldbedeckung also zu (Kramer-Schadt et al. 2020). Für Mitteleuropa sind demnach oft große Waldgebiete auch gleichzeitig jene Gebiete, in denen mit geringerer menschlicher Besiedlung zu rechnen ist. Im vergleichsweise kleinstrukturierten Alpenraum der Schweiz zeigt sich durch zum Teil intensive Alpwirtschaft ein anderes Bild – Wölfe haben hier keine durchgehenden Waldgebiete und gleichzeitig intensive Alpwirtschaft, sie leben also größtenteils nicht weit vom Menschen in der Kulturlandschaft des Alpenraumes. In der Schweiz wurde im Frühsommer 2012 das erste reproduzierende Wolfsrudel im Kanton Graubünden, in der Region des Calanda nachgewiesen (BAFU 2016). Seitdem steigt die Anzahl der in der Schweiz nachgewiesenen Wolfsindividuen und auch der reproduzierende Bestand stetig an. Die Wiederausbreitung ist das Resultat der oben erwähnten Schutzbemühungen auf nationaler und internationaler Ebene und nicht die Folge von Wiedereinbürgerungen durch den Menschen.

In Europa werden zurzeit neun Teilpopulationen unterschieden², wovon für die Schweiz die Alpenpopulation relevant ist. Innerhalb der Schweiz kommen als potenzielle Habitate Hochlagen (welche durchaus bis über 3000 m Meereshöhe als mögliche Kernlebensräume von Wölfen dienen können) aber auch das Tiefland in Frage. Zudem wird der Besiedlung des Schweizer Mittellandes für die Vernetzung der europäischen Teilpopulationen eine wichtige Rolle zukommen. Entgegen der Arbeit von Schnidrig et al. (2016) ist aufgrund der bestätigten Nachweise von Wölfen davon auszugehen, dass auch das Mittelland Wolfsrudel beherbergen kann³. Hinweise darauf geben auch die Erfahrungen aus anderen Ländern (wie etwa Deutschland) und die Rückkehr des Rothirsches ins Mittelland sowie die allgemein hohe Produktivität dieser Gebiete. Zusammenfassend wurden in BAFU (2016) Erfahrungen aus der Gesamtalpenpopulation festgehalten, woraufhin die (Wieder)Besiedlung einer Region durch den Wolf in drei Phasen erfolgt:

Phase 1: Einwanderung von einzelnen jungen Männchen; die Tiere ziehen vorerst weit umher; wo sie genug Nahrung vorfinden, werden sie stationär.

Phase 2: Einwanderung von jungen Wölfinnen; die Paarbildung und Reproduktion in kleinen Familienrudeln beginnt meist in wildreichen, ruhigen Gebieten.

² <https://datadryad.org/stash/dataset/doi:10.5061/dryad.pc866t1p3>

³ <https://www.luzernerzeitung.ch/schweiz/raubtiere-wolf-rueckt-ins-mittelland-vor-bauern-sorgen-sich-um-ihre-tiere-und-fordern-dringend-regulierungsmassnahmen-ld.2285525?reduced=true>

Phase 3: Flächige Ausbreitung und regelmäßige Reproduktion, die zu einem Populationszuwachs von 20–30% jährlich führen kann.

In der Schweiz ist der Übergang von Phase 1 zu Phase 2 bereits abgeschlossen (BAFU 2016) und im Kanton Graubünden zeigt sich bereits regelmäßige Reproduktion und flächige Ausbreitung, demnach durchaus die bereits erreichte Phase 3.

In der Schweiz kommen neben größeren geschlossenen Waldflächen und fragmentiert bewaldeten Flächen vor allem Gebirgs- und Hochlandlagen als geeignete Wolfskernlebensräume in Frage. Als Alpenland finden sich hier ausreichend potenzielle Lebensräume. Für den Schweizer Kanton Wallis wurde eine hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit für Wölfe zwischen 800 bis 2000 m Meereshöhe beschrieben (Glenz et al. 2001). Als Grund der Flächenmeidung unter 800 m vermuteten die Autoren den anthropogenen Druck in den Tallagen, wohingegen über 2000 m Meereshöhe ein Mangel an Beutetieren und die erhöhte geomorphologische Komplexität zur Meidung beitragen.

Straßen und Schienen können die Ausbreitung des Wolfs negativ beeinflussen. Sie können Barrieren darstellen oder einen wichtigen Mortalitätsfaktor darstellen. Wölfe können auch in Gebieten mit hoher Straßendichte leben, wenn diese dort toleriert werden und die Population trotz verkehrsbedingter Sterblichkeit bestehen kann (Mech 1989). Eine hohe Straßendichte mit hohem Verkehrsaufkommen kann aber einen limitierenden Faktor für die Etablierung von Wolfsvorkommen in einer Region darstellen. Areale, die von einem dichten Schienennetz geprägt sind, werden gleichermaßen gemieden. Nichtsdestotrotz stellen Autobahnen für Wölfe keine vollständige Barriere dar, da selbst Zäune überwunden werden können oder Wölfe Querungen wie Brücken oder Unterführungen nutzen. Die Alpenregionen mit verhältnismäßig wenigen durchziehenden Hauptverkehrsadern stehen hier im klaren Kontrast gegenüber den großen Ballungszentren am Rande des Hauptalpenkamms.

Die Nahrungsverfügbarkeit ist ein wesentliches Kriterium für das Auftreten des Wolfes. Faktoren, welche die jährliche Veränderung in natürlichen Wolfspopulationen bestimmen, sind normalerweise auch diejenigen, die Beuteverfügbarkeit beeinflussen (z.B. Wetterabhängigkeiten wie tiefe Schneelage, welche zu leichter zu erbeutendem Schalenwild führt) (Palmelegiani et al. 2013; Okarma & Herzog 2019). Die zwei oft genannten präferierten Beutetierarten Rothirsch und Reh kommen in der Schweiz vor. Der Rothirsch ist besonders häufig im Alpenraum, das Reh ist auch im restlichen Raum der Schweiz als verfügbare Beute zu finden (Glenz et al. 2001).

1.2.2. SOZIALSTRUKTUR UND FORTPFLANZUNG

Wölfe bilden soziale Gruppen, welche Rudel genannt werden. Ein Rudel bildet sich durch das Aufeinandertreffen zweier Tiere, die im gewöhnlichen Fall aus zwei verschiedenen Rudeln stammen. Ein Rudel ist demnach ein Familienverband, bestehend aus zwei Elterntieren, dem leitenden Rüden und der leitenden Fähe. Alle

anderen Tiere des Rudels sind in den in der Regel Nachkommen dieses einen Paares – also Tiere aus Würfen vergangener Jahre und Welpen aus dem aktuellen Jahr. Je nach Überlebensrate der Welpen im ersten Jahr und den unterschiedlichen Abwanderungsraten der älteren Geschwister, gestaltet sich die Größe des Familienbundes laufend verschieden.

Die Paarungszeit (Ranz) findet von Januar bis März statt. Dabei ist das Weibchen circa eine Woche empfängnisbereit. Im Durchschnitt werden die Welpen nach neun wöchiger Tragezeit Ende April blind und taub in einer meist selbstgegrabenen Höhle geboren. Eine Höhle ist mit einem bis zwei Eingängen in trockene und sandige Böden durch das Rudel gegraben. Größtenteils befinden sich diese Höhlen in für Menschen schwer unzugänglichen Bereichen. Der Bau ist einige Meter lang und endet in einer größeren Kammer. Es können auch komplexere Höhlen von Dachsen oder Füchsen übernommen und vergrößert werden. Dieselbe Höhle kann bei Ungestörtheit mehrere Jahre regelmäßig genutzt werden. Anstelle von gegrabenen Höhlen können auch Felshöhlen, hohle Bäume oder gescharrte Gruben dienen (Okarma & Herzog 2019; Sidorovich & Rotenko 2019).

1.2.3. VERHALTEN UND RAUMNUTZUNG

Jahresrhythmik und Raumnutzung von Wölfen stehen in enger Verbindung mit der Fortpflanzung. Kurz vor der Geburt hält sich das Rudel verstärkt um den Bau auf und bei der Jagd entfernt sich das Rudel nicht weit vom Bau, da die Tiere zur täglichen Fütterung dorthin zurückkehren müssen. Die Augen der Welpen öffnen sich nach etwa zwei Wochen. Die Jungen bleiben danach bis Ende Juni im Bau bzw. dessen Umfeld. In den folgenden Monaten – die Welpen sind bereits mobiler – halten sie sich an sogenannten „Rendezvous-Plätzen“ auf, wo sie sich mit den Elterntieren treffen. Von Oktober bis März bewegt sich das gesamte Rudel bereits mehr oder weniger weit durch das gesamte Familien-Territorium.

Tageszeitliche Aktivitätsmuster und die Aktivitätsmaxima der Wölfe sind größtenteils an die Aktivität der Beutetiere angepasst, welche wiederum – größtenteils durch den Menschen beeinflusst – dämmerungs- bzw. nachtaktiv sind. Die Tiere halten sich im Sommer am Tage bevorzugt an schattigen Ruheplätzen auf. Im Winter können Wölfe hingegen je nach Situation rund um die Uhr aktiv sein und zur Jagd aufbrechen. Die Zeiten größter Aktivität von Wölfen ist in von Menschen besiedelten Gebieten plastisch und richtet sich durchaus nach den von Wölfen empfundenen Risiken, die von Menschen ausgehen (Okarma & Herzog 2019).

Wölfe können enorme Distanzen zurücklegen. Belegt sind Wanderungen von Einzeltieren auf der Suche nach Paarungspartner bis zu 800 km (Andersen et al. 2015). Ein Jungwolf des Beverinrudels, welcher am 27. März 2021 im Rheinwald besendert wurde, wanderte etwa bis nach Süddeutschland, wo es genetisch

nachgewiesen wurde⁴. Typisch für Wölfe ist, dass diese bei ihren langen Wanderungen ausgetretenen Pfaden anderer Tiere, natürlichen Strukturen wie Waldwegen, Bahngleisen, Bergrücken und Gewässern folgen. Wölfe bewegen sich entlang sicherer Pfade und die Kenntnis darüber wird von Generation zu Generation weitergegeben. Diese Pfade sind oft durch das Gebiet führende und sich überschneidende Rundwege, weshalb die Tiere im Winter oft an gleichen Stellen gesehen werden (Okarma & Herzog 2019).

Wolfsrudel sind territorial und verteidigen ihr Revier gegenüber Eindringlingen. Benachbarte Territorien können sich aber auch teilweise überschneiden – diese überlappenden Gebiete werden als eine Art Pufferzone zwischen den Rudeln genutzt. Die Territoriumsgrenzen werden an Objekten wie Bäumen, Steinen oder Sträuchern mit Harn markiert. Zusätzlich dient das Heulen zur Territoriumszeichnung. Damit wird benachbarten Rudeln die Präsenz angezeigt. Rudel der angrenzenden Territorien antworten, um so direkte Begegnungen und Konflikte, welche auch blutig ausgehen könnten, zu vermeiden. Einzeln herumziehende Wölfe (meist auf der Suche eines eigenen Territoriums und Paarungspartners) werden in der Regel im Gebiet eines territorialen Rudels verfolgt und angegriffen. Daher meiden Einzeltiere zumeist besetzte Territorien (Okarma & Herzog 2019).

⁴ Quartalsbericht Grossraubtiere 1/2022
<https://www.gr.ch/DE/institutionen/verwaltung/diem/ajf/ueberuns/aktuelles/Seiten/202205095.aspx>

1.2.4. NAHRUNGSÖKOLOGIE UND NUTZTIERE

In der Nahrungswahl sind Wölfe flexible Fleischfresser, mit einer Präferenz für die am leichtesten erreichbare Beutetierart im Lebensraum. Die Hauptbeutetiere in Mitteleuropa sind jegliche Paarhufer, wie Rothirsch, Reh, Wildschwein und wenn im Lebensraum vorkommend, auch Gams, Damhirsch und Mufflon (Palmegiani et al. 2013). Ebenso bevorzugen sie verschiedene Nutztiere, wie Schafe, Ziegen, Rinder und Pferde. Daneben erbeuten Wölfe auch kleinere Wildtierarten – von Bibern, Dachsen, Hasen, bis zu Mäusen sowie kleineren Beutegreifern wie Füchsen, Waschbären oder Marderhunden. Auch Fische, Insekten, Aas, Obst und Abfall (auch Schlachtabfälle) werden bei Gelegenheit aufgenommen. Es können dabei auch individuelle Nahrungspräferenzen und saisonale und räumliche Spezialisierungen oder Rudeltraditionen bzgl. einer bestimmten Nahrung auftreten (Meriggi et al. 2011; Bassi et al. 2012).

Wo Paarhufer wie Rothirsch, Reh und Wildschwein nicht in ausreichendem Maße zur Verfügung stehen, werden andere Arten genutzt, bzw. kann es bei einem Wechsel der Beutetiervorkommen auch zu einem Wechsel der Beutepräferenzen kommen. Selektiert werden bevorzugt schwächere Individuen, zu denen neben den Jungtieren auch erkrankte oder ältere Individuen zählen. Aber auch nach der Brunft geschwächte bzw. wehrlose Tiere (z.B. Rothirsche nach dem Geweihabwurf) fallen Wölfen zum Opfer. Größere Beutetiere können ohne weiteres von Rudeln gerissen werden. Kleinere Individuen werden dagegen eher von Einzelwölfen genutzt. Einzelne Wölfe können aber auch lernen, ausgewachsene Rinder und Pferde zu töten. Angriffe auf Rinder und Pferde kommen vor allem dort gehäuft vor, wo wilde Paarhufer und Schafe selten sind bzw. wo Wölfe auftreten, die das Reißen dieser großen Beutetiere in ihrem Ursprungsrudel gelernt haben. In alpinen Regionen werden z.B. auch Gämse und Steinböcke vom Wolf gejagt. Abhängig von der Region und Gegebenheiten (Beutetierspektrum, Topografie) ändert sich die Nahrungszusammensetzung folglich dem Angebot entsprechend (Palmegiani et al. 2013).

Studien zeigen, dass durch das Vorhandensein größerer Paarhuferdichten und durch Schutz von Nutztieren der Einfluss auf Nutztiere am geringsten zu halten ist (Kuijper et al. 2019). In der Schweiz gibt es zwar gebietsweise hohe Paarhuferdichten, jedoch auch vielerorts ungeschützte Nutztierbestände. Generell konnte sich in der Alpwirtschaft durch Wolfsabsenz eine Bewirtschaftungsform ohne Hirten, Hütehunden, Herdenschutzhunden und Nachtpferche entwickeln. Unter diesen Bedingungen ist nicht auszuschließen, dass Nutztiere vor allem in der Etablierungsphase der Wölfe in der Schweiz einen vergleichsweise hohen Anteil in der Beute ausmachen. Erfahrungen aus Frankreich, Deutschland und der Schweiz (Vogt et al. 2022) haben gezeigt, dass in den Regionen der Neuankunft der Wölfe die meisten Risse zu verzeichnen waren.

1.3. MODELLIERUNGEN UND POPULATIONSGEFÄHRDUNGSANALYSE

Der Prozess der Modellierung und Simulation der Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population wird als Populationsgefährdungsanalyse (PVA) bezeichnet. In diesen Modellen wird die Bestandsentwicklung auf Basis von demographischen und biologischen Parametern (sogenannte life history Parameter) sowie genetischen Informationen der zu untersuchenden Art unter Einfluss von deterministischen und zufälligen Faktoren simuliert (Frankham et al. 2010).

Die Zahl der Modellansätze, welche potenziell in Frage kommen, ist groß. Entscheidend hierbei sind vor allem die verfügbare Datenqualität und Fragestellung. Modelle können altersbasiert (*age-based*) sein, wobei man die Überlebens- und Reproduktionsraten pro Altersklasse (meist in jährlichen Schritten) von Individuen beschreibt. Für manche Arten hingegen kann auch eine Modellierung basierend auf einzelnen Lebensstadien – also stadienbasiert (*stage-based*) – in Betracht gezogen werden. Mit Hilfe der festgelegten Klassen oder Kategorien können damit Entwicklungsstadien (Stadien) und Sozialstrukturen besser dargestellt werden (Marescot et al. 2012; IWJ 2022).

Populationssimulationen lassen sich grundsätzlich zwischen individuenbasierten und populationsbasierten Modellen unterscheiden. Individuenbasierte Modelle verfolgen dabei das Schicksal jedes Individuums über die gesamte Simulation (von der Geburt, über die Übergänge in weiterführende Stadien bis hin zur potenziellen Reproduktion und dem Tod). Die Schicksale der einzelnen Individuen werden hierbei über jährlich stattfindende Ereignisse (z.B. Reproduktion, Mortalität, Abwanderung) geprägt. Jedes Individuum durchläuft in jedem Zeitabschnitt alle Ereignisse, wodurch festgelegt wird, ob das Individuum in diesem Jahr stirbt, sich fortpflanzt, das Geburtsgebiet verlässt, in ein anderes Lebensstadium wechselt usw. Da alle Ereignisse als Verteilungsfunktionen beschrieben werden, entstehen hierdurch individuelle Lebensgeschichten (*life history*), welche die Integration genetischer, ökologischer oder demographischer Zufallseffekte berücksichtigen. Jedes Ereignis wird stets so beschrieben, dass es Bezug auf den individuellen Status nimmt. Hierdurch kann beispielsweise berücksichtigt werden, dass sich die durchschnittliche Mortalitätswahrscheinlichkeit zwischen den Stadien unterscheidet.

Simulationen können dann verwendet werden, um Populationen bezüglich ihrer Wachstumsrate und zukünftiger Populationsgröße sowie ihrer genetischen Diversität (falls dazu Informationen vorliegen) zu bewerten. In der vorliegenden Studie flossen keine genetischen Daten ein, sondern lediglich demographische Parameter. PVAs ermöglichen die Prognose der Bestandsentwicklung über einen beliebigen Zeitraum. Dabei können zudem verschiedene Szenarien gestaltet werden, in denen entweder Eingangparameter verändert (z.B. erhöhte Mortalität in bestimmten Lebensstadien) oder äußere Ereignisse (z.B. Katastrophen) simuliert werden. Dies ermöglicht damit die Abschätzung der Effekte auf die Bestandsentwicklung. Grundsätzlich können neben der Beobachtung der Bestandsentwicklung (z.B. Verfolgung der Anzahl an Individuen pro Jahr), die Szenarien auch anhand von demographischen oder genetischen Kenngrößen am Ende der simulierten Zeiträume verglichen werden.

PVAs sind damit ein wesentliches Instrument im Wildtiermanagement. Umfangreiche Entwicklungsschritte und Daten sind jedoch notwendig, um PVAs auf die gegebenen Situationen anzupassen und damit eine hohe Vorhersagekraft und Anpassungsgüte zu erzielen.

2. ENTWICKLUNG DES WOLFSBESTANDS IN DER SCHWEIZ (PVA)

Das Modell dieser Studie berücksichtigt Individuen und nimmt durch verschiedene Simulationen an Komplexität zu. Es trifft viele Annahmen, und potenzielle Wechselwirkungen, welche in einem komplexeren Modell berücksichtigt werden können, wurden in verschiedenen Szenarien ausgearbeitet (Abbildung 1).

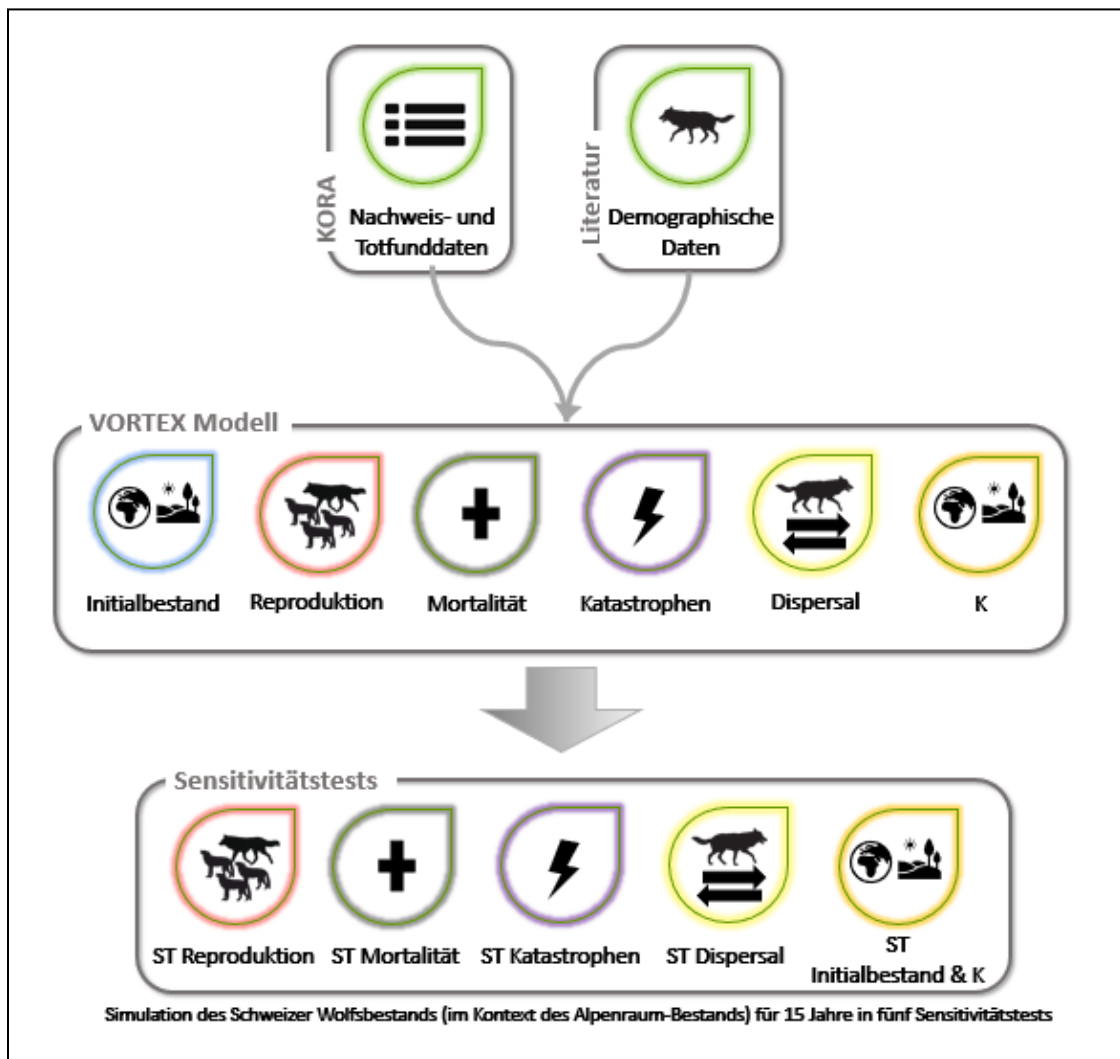


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Datenquellen und Daten welche in das Vortex Modell und die Sensitivitätstests einfließen. Die Simulationsergebnisse umfassen Ergebnisse der fünf verschiedenen Sensitivitätstests (ST) und des Standardszenarios (DS) K = Kapazitätsgrenze.

2.1. LITERATUR UND POPULATIONSBIOLOGISCHE GRUNDANNAHMEN

Zur Erfassung der *life history* Parameter wurde eine umfassende Literatursuche, vorwiegend in der wissenschaftlichen Datenbank ScienceDirect und weiterführend nach dem Schneeball-Prinzip durchgeführt. Es wurde eine systematische Schlagwortsuche durchgeführt (speziell in Hinblick auf Schweiz-spezifische Faktoren, oder Publikationen der umliegenden alpinen Länder, wie Italien oder Frankreich). Darüber hinaus wurden Veröffentlichungen des schweizerischen Bundesamtes für Umwelt (BAFU) miteinbezogen. Nach der Sammlung wurden die Texte auf Relevanz geprüft und aufgearbeitet.

Es gab bereits verschiedene Modellierungen von Wolfsbeständen (z.B. zum Mexikanischen Wolf *Canis lupus baileyi*; Carroll et al. 2014, 2019) oder zu Wölfen in Frankreich (Duchamp et al. 2017) sowie räumlich explizite Studien für Österreich (Crook & Paulus 2016). Generell werden die Parameter immer wieder diskutiert, da ungenaue Werte zu unzureichenden Vorhersagen führen können (Patterson & Murray 2008). Die vorliegende Studie orientiert sich besonders an mehrfach zitierten Modellen aus Zentraleuropa und bezüglich der *life history*-Parameter insbesondere an Studien von umliegenden Wolfsbeständen in Frankreich (Chapron et al. 2003, 2016; Duchamp et al. 2017; Bauduin et al. 2020) und Italien (Marucco et al. 2009; Marucco & McIntire 2010), soweit dies möglich war. Fehlende Parameter wurden in weiterer Folge anhand von Studien aus Skandinavien (Nilsson 2003; Bull 2006; Chapron et al. 2012; Bruford 2015) oder Belarus (Sidorovich et al. 2007) ergänzt.

Entscheidend sind jedenfalls die gewählten populationsbiologischen Grundannahmen, welche in das jeweilige Modell einfließen. Im Ergebnisteil wird deshalb auch detailliert auf die Genese der einzelnen *life history*-Parameter eingegangen und die variierenden Sensitivitätstests dargestellt.

2.2. DATENAKQUISITION UND STATISTISCHE AUSWERTUNGSSOFTWARE

Die Grundlage für Berechnungen der Eingangsparameter der PVA in vorliegender Studie stellen drei Datensätze dar. In der Schweiz gibt es eine kantonübergreifende Erhebung von Wolfsdaten, wobei die gesammelten Informationen in der Datenbank von KORA (Kompetenzzentrum für Raubtierökologie und Wildtiermanagement) zu einem großen Teil öffentlich zur Verfügung gestellt werden. Diese Sammlung beinhaltet das Wolfsvorkommen in Form von territorialen Rudeln, Paaren und Einzeltieren samt deren geographischen Verortung. Es werden unter anderem Reproduktionsnachweise und die Anzahl gesichteter Welpen erfasst, woraus beispielsweise die durchschnittliche Anzahl an Welpen pro Wurf ermittelt werden kann. Die Datenakquisition der KORA-Daten erfolgte am 07.02.2022.

2.3. BESTANDSDYNAMIK DES WOLFS

Die Populationsgefährdungsanalyse wurde mit Hilfe von Vortex 10.5.5 (Lacy & Pollak 2021)⁵ erstellt. Vortex ist eine individuenbasierte, stochastische Simulation von demographischen, umweltbedingten und genetischen Parametern von Wildtierpopulationen. Die Software ermöglicht die Modellierung von Aussterbewahrscheinlichkeiten einer Population unter Annahme verschiedener Parameter. Vortex simuliert einen Bestand, indem es eine Reihe von Ereignissen durchläuft, die einen jährlichen Zyklus eines typischen sich reproduzierenden Organismus beschreiben: Partnerwahl, Reproduktion, Mortalität, Alterung um ein Jahr und Dispersion zwischen Beständen, und auch eine Begrenzung auf die Tragfähigkeit (angepasstes und vereinfachtes Schema in Abbildung 2). Die Simulation jedes Bestands wird wiederholt (in dieser Studie 1.000 Mal), um durchschnittliche Auswirkungen und die Variabilität verschiedener Szenarien festzustellen.

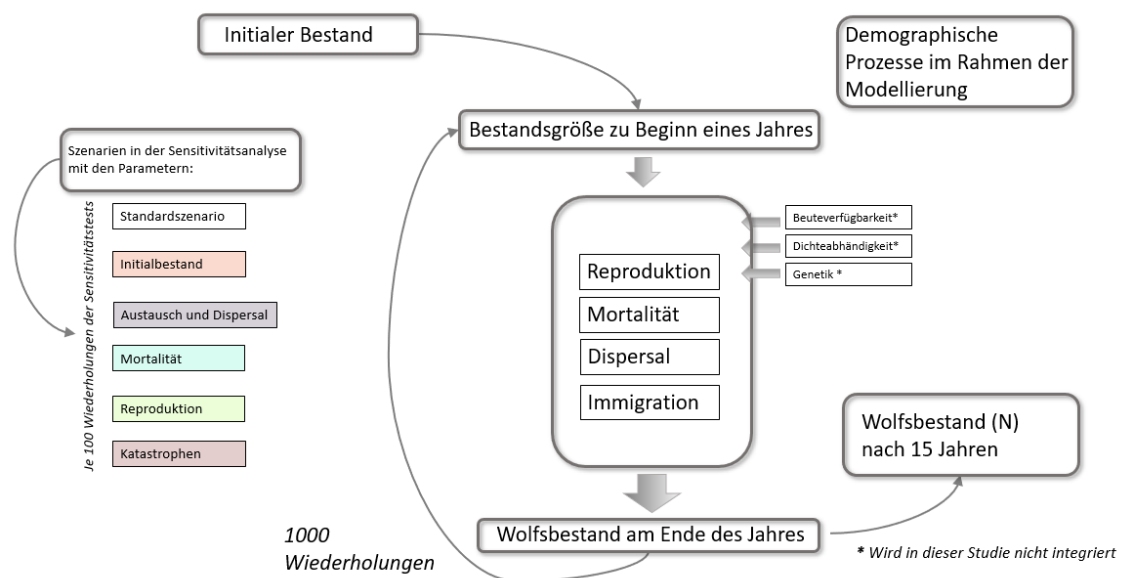


Abbildung 2: Flussdiagramm der Kernaspekte in vorliegender Simulation. Die Reihenfolge der Wirkung der demographischen Prozesse im Modell wird jährlich angegeben. Erklärungen zur Auswahl der Eingangsparameter sind im Ergebnisteil zu finden.

In der vorliegenden Studie wurde ein Vortex-Modell entwickelt und durch die Wahl der Parameter und Einstellungen, wie folgt beschrieben, an die Wolfsbestände in der Schweiz bestmöglich angepasst. In einem Vergleich zu Beginn der vorliegenden Studie wurde ein stadienbasiertes (IWJ 2022) mit dem hier erstellten altersbasierten Vortex-Modell in Hinblick auf die Bestandsentwicklung verglichen. Da in diesem Vergleich ähnliche Trends deutlich waren, wurde ein altersbasiertes Modell erstellt, in welchem sowohl Wachstumsrate berechnet als auch potenzielle Katastrophen und theoretische Bejagung integriert werden konnten.

⁵ Vortex PVA software (Lacy & Pollak 2021) is provided under a Creative Commons Attribution-NoDerivatives International License, courtesy of the Species Conservation Toolkit Initiative (<https://scti.tools>).

2.4. EINGANGSPARAMETER FÜR DIE SIMULATION

Das Hauptaugenmerk bei der Erstellung des nachfolgend beschriebenen Standardszenarios (Default Szenario, DS) bestand darin, eine Simulation basierend auf realistischen Werten für die betrachteten Bestände zu erzeugen und diese weiterführend für den Vergleich mit anderen Szenarien zu verwenden. Dieses Szenario beinhaltet daher keine extremen Annahmen (Werte). Die einzelnen demographischen Parameter unterscheiden sich in Alter, Geschlecht und Reproduktionsstatus der Individuen. Im DS wurden 1.000 Wiederholungen und eine Vorhersage für 15 Jahre gerechnet. Die Dauer eines "Wolfs"-Jahres beträgt 365 Tage und die maximale Lebenserwartung 15 Jahre (Bauduin et al. 2020).

2.4.1. INITIALBESTAND UND TRAGFÄHIGKEIT IM ALPENRAUM

Da die Territoriumgröße durch Konkurrenz mit benachbarten Rudeln beschränkt wird, kann die Anzahl an möglichen Wölfen in einem bestimmten Gebiet (zum Beispiel Schweiz) auch nur zu gewissen Maximalwerten anwachsen. Bei Erreichen der Lebensraumtragfähigkeit (K) reguliert sich die Anzahl der Rudel dann durch intraspezifische Konkurrenz, Territorialverhalten und begrenzte Nahrungsressourcen also selbst. Dadurch wurden nach zahlreichen Beobachtungen in Nordamerika nur selten mehr als 40 Wölfe / 1.000 km² erreicht. In Europa werden überwiegend 1 bis 30 Tiere / 1.000 km² als vorkommende Dichten beschrieben.

In den nachfolgenden Simulationen wurden zwei Bestände berücksichtigt: Schweiz (CH) sowie der des restlichen Alpenraums (ALPexCH), ohne Schweiz. Der ALPexCH Bestand setzt sich demnach aus den Wolfsbeständen Italiens, Frankreichs und Sloweniens zusammen (in den alpinen Lebensräumen von Deutschland, Österreich und Liechtenstein gibt es noch keine bestätigten Rudel). In manchen Berechnungen wurde der gesamte Wolfsbestand des Alpenraums betrachtet (ALPG) welche demnach die Summe von CH und ALPexCH darstellt. Der Initialbestand in der Modellierung für die Schweiz wurde mit den aktuellsten Daten des Jahres 2021 aus der Datenbank von KORA modelliert und ergab nach Abzug der erfassten toten Tiere 104 Individuen, welche zu diesem Zeitpunkt theoretisch reproduzieren konnten (oder können werden; Stand 01/2022).

In den restlichen Teilen der Alpen sieht der letzte bekannte Bestand wie folgt aus: 2017/2018 wurden in den italienischen Alpen 46 Wolfsrudel und fünf Paare nachgewiesen, dies entspricht einer minimalen Schätzung von ca. 290 Wölfen (Marucco et al. 2018; Abbildung 3). In Frankreich konnten im Sommer 2019 80 Wolfsrudel nachgewiesen werden, wovon die meisten in den Alpen vorkommen (ONCFS 2019). In den Alpen Sloweniens gab es in im Jahr 2018/19 das erste Paar und 2019/20 drei Rudel (Tomas Skrbin, mündliche Mitteilung). Gerundet können damit die Rudel im Alpenraum auf gut 150 eingeschätzt werden. Unter der Annahme einer durchschnittlichen Rudelgröße von sieben Tieren (nach KORA-Daten) ergäbe dies als Initialbestand für die Simulation etwa 1.050 Individuen.

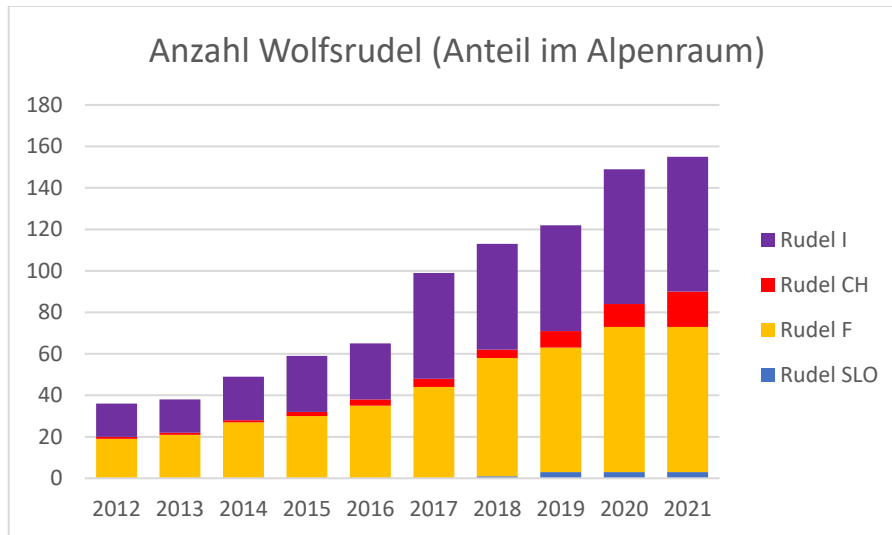


Abbildung 3: Bestätigte, also mindestens vorhandene Rudelanzahl und -verteilung in den Alpenraum-Ländern (ohne AT, FL, DE, da in diesen Ländern noch keine Rudel im Alpenraum vorkommen) (angepasst nach Daten aus LIFEWolfAlpsEU, KORA und Österreichzentrum Bär, Wolf, Luchs (ÖZ)).

Angaben zu Streifgebietsgrößen (Reviergröße eines Rudels) finden sich in der Literatur zahlreich. Jedoch schwanken diese sehr stark je nach Nahrungsverfügbarkeit, Größe der Beutetiere, geografischen Gegebenheiten, Rudelgröße und der Dichte anderer vorkommender konkurrierender Rudel. Bei Änderungen der Rahmenbedingungen, seien es Beuteverfügbarkeit oder Konkurrenzverhältnisse mit anderen Rudeln, können sich Streifgebiete auch dementsprechend ändern. Mögliche Streifgebietsgrößen von einigen 1.000 km² wurden in weitläufigen Gegenden wie zum Beispiel Alaska beobachtet. In Europa liegen die Streifgebietsgrößen zwischen 140 km² bis 950 km². In der Lausitz (Deutschland) betrug der Durchschnitt von 12 Rudeln 215 km²; der Truppenübungsplatz Allentsteig, auf dem das erste reproduzierende Rudel in Österreich 2016 auftrat, hat 157 km². In der Schweiz zeigte das Streifgebiet des Calandrudels etwa eine Größe von 250 km² und das des Beverinrudels ein noch größeres. Reviere mit Hochgebirgsregionen und steilen Hängen können meist größer sein, weil sie nicht zur Gänze genutzt werden können. Saisonal sind Streifgebiete im Sommer kleiner als im Winter, da die Tiere im Sommer regelmäßig zur Fütterung der Jungen an den Wurfort zurückkehren müssen.

Als Basiswert für die Rückrechnung von Rudelangaben auf Einzelindividuen wurde auf den Mittelwert (7,13; Standardabweichung (SD) 2,13) der bisher bekannten Rudel in der Schweiz zurückgegriffen (Tabelle 1). Ähnlich diesem Wert wurde auch die durchschnittliche Rudelgröße von Iberischen Wölfen von $6,2 \pm 0,3$ im Rahmen des Langzeitmonitorings festgestellt (Nakamura et al. 2021). In Italien ergab ein 10-jähriges Monitoring eine mittlere Rudelgröße im späten Winter von 4,41 (SD 1,25) Tieren (Marucco & McIntire 2010). Ursache für die Variation in Größe sowie Zusammensetzung einzelner Rudel sind etwa die Geburts- und Sterberate der Welpen, die Abwanderungsrate der älteren Nachkommen sowie die allgemeine Sterblichkeit erwachsener Individuen – diese Parameter werden ebenso jeweils in

verschiedenen Szenarien dargestellt. Von Reinhardt et al. (2015) wurde empfohlen, beim Monitoring sowohl die Sommer- als auch Winter-Rudelgröße zu ermitteln, um Vergleichbarkeit mit anderen Ländern zu gewährleisten. Um potenziell unterschiedliche Annahmen der Rudelgröße und verschiedene Hochrechnungen der Tragfähigkeit zu berücksichtigen, wurden neben dem Standardszenario Sensitivitätstests zu Tragfähigkeit und Initialbestand unter verschiedenen Annahmen durchgeführt.

Tabelle 1: Zusammenfassung bzw. Auszug der Schweizer Wolfsdaten (38 Zählungen) aus welchen die Größe der Rudel erfasst werden konnte (KORA).

	Rudelgröße
Mittelwert	7,13
Median	7,00
Standardabweichung	2,13
Minimum	3,00
Maximum	11,0

Im Basismodell sind Abschätzungen der ökologischen Tragfähigkeit (Kapazitätsgrenze, K) aus Habitateignungsanalysen von Hermann (2011) berücksichtigt. Basierend auf dieser Analyse wurde durch MaxEnt (Maximum Entropy) geschätzt, dass etwa zwischen 1.200 und 1.580 Individuen im gesamten Alpenraum geeigneten Lebensraum finden. Der Anteil für die Schweiz beträgt in diesem Zusammenhang 150 bis 205 Individuen (Tabelle 2). Da die Rudelgrößen bei Wölfen generell sehr stark schwanken und Zahlen von durchschnittlichen Rudelgrößen zwischen drei und 11 angegeben werden, ist eine genaue Angabe der Kapazitätsgrenze von Individuen mit einer großen Unsicherheit verbunden. Außerdem ist zu erwähnen, dass die Territoriumsgröße von Individuen in einem Rudel je nach Alter, Geschlecht, Fortpflanzungsstatus – und auch je nach Analysemethode – stark variieren kann (Jędrzejewski et al. 2007; Reinhardt & Kluth 2015).

Tabelle 2: Minimumanzahl (um nach Schnidrig et al. (2016) einen günstigen Erhaltungszustand zu erreichen bzw. zu erhalten) an Individuen bzw. Wolfsrudeln in der Schweiz und im gesamten Alpenraum, bzw. den Ländern mit Alpenanteil (nach Herrmann 2011; Schnidrig et al. 2016).

Land	Errechnete ökologische Tragfähigkeit (Individuen)	Minimumnummer um einen günstigen Erhaltungszustand zu erhalten (Rudel)
Frankreich	245-320	26
Schweiz	150-205	17
Italien	370-485	39
Deutschland	35-45	4
Österreich	375-490	39
Liechtenstein	<1	1
Slowenien	25-35	3
Alpenraum	1.200-1.580	125-129

2.4.2. EINGANGSPARAMETER ZU DEN LETALE ALLELEN UND ÄQUIVALENTEN

Letale Allele sind jene, welche in homozygoter Ausprägung zum Tod des betroffenen Individuums führen. Solche Allele sind generell in Genomen in seltenen Häufigkeiten vorhanden. Weiterhin existieren Allele, welche in homozygoter Ausprägung nicht zwingend zum Tod eines Individuums führen, jedoch eine erhöhte Mortalität mit sich bringen (beispielsweise ein Allel, welches bei homozygoter Ausprägung eine 50% Wahrscheinlichkeit der Mortalität des Individuums bedingt). Inzucht kann durch die Verpaarung genetisch ähnlicher Individuen zu häufigerem Auftreten dieser Allele und den damit verbundenen negativen Konsequenzen (Inzuchtdepressionen bis hin zum Tod) führen. Die Letalen Äquivalente (LÄ) geben in diesem Sinne Aufschluss über die gesamte, in einem Bestand vorhandene Inzuchtdepression, in Äquivalenten. Während ein letales Allel (Mortalität von 100%) somit durch 1,0 LÄ dargestellt wird, entsprechen drei Allele mit je einer 50% Mortalität 1,5 LÄ. Der genaue Wert der Letalen Äquivalente ist für wildlebende Arten und Bestände in der Regel unbekannt (Frankham et al. 2010). Näherungsweise wurde für die durchgeführten Simulationen nach Frankham et al. (2010) „12“ implementiert, da sich in einer vorhergehenden Studie von IWJ (2022) kaum merkliche Auswirkung der LÄ in den demographischen Kurven zeigte.

2.4.3. EINGANGSPARAMETER ZUR REPRODUKTION

Wölfe leben langfristig monogam. Für die Entwicklung der Simulationen wurde entsprechend angenommen, dass erwachsene Paare bis zum Tod eines Individuums zusammenbleiben. Gelegentliche „Serienmonogamie“ wurde bei Wölfen in Deutschland und auch anderen Ländern zwar bereits nachgewiesen (Jarausch et al. 2021), dies wurde in dieser Studie allerdings als für die Modellierung vernachlässigbar angenommen. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde angenommen, dass sich ausschließlich adulte Tiere ab dem 3. Lebensjahr fortpflanzen. Obwohl es Berichte von bis zu zwei Würfen pro Jahr als Ausnahmereischeinungen gibt (Sidorovich & Rotenko 2019), wurde zudem angenommen, dass territoriale Paare in der Regel einen Wurf pro Jahr haben.

Maximales Fortpflanzungsalter: In der vorliegenden demographischen Spezifikation der Wolfsbiologie bleiben Wölfe ab dem 3. Lebensjahr und bis zum zehnten Lebensjahr in der Lage, Nachkommen zu zeugen.

Anzahl von Welpen pro Wurf: Die Datenbank von KORA enthält Informationen bezüglich der Anzahl an Welpen, die im Rahmen des landesweiten Monitorings außerhalb des Baues beobachtet werden konnten. Die durchschnittliche Anzahl (bei 38 Beobachtungen) kann durch eine Normalverteilung beschrieben werden, wobei im Mittel 4,79 (SD \pm 2,06) Welpen nachgewiesen wurden. Dieser Wert wurde auch für die Simulation eingesetzt. Es wird angenommen, dass einige Nachkommen sterben, bevor sie die Wurfhöhle verlassen, weshalb die Anzahl an Welpen, welche außerhalb der Wurfhöhle beobachtet werden können, in der Regel geringer sein wird als die Wurfgröße, die tatsächlich gewölft wurde. Zusätzlich ist es auch bei intensivem Monitoringaufwand unwahrscheinlich, dass bei jedem Rudel alle Welpen erfasst werden können. Dementsprechend kann die Anzahl an beobachteten Welpen die

tatsächliche Wurfgröße systematisch unterschätzen. Aus diesem Grund wurden die vorliegenden Daten im Rahmen der Studie lediglich als absolutes Minimum interpretiert. Der größte dokumentierte Wurf der Rudel in der Schweiz bestand aus neun Welpen, weshalb für die durchgeführten Simulationen die maximale Wurfgröße mit diesem Wert festgelegt wurde (Tabelle 3).

Tabelle 3: Zusammenfassung der Anzahl an Welpen anhand eines Auszugs der Daten des Schweizer Wolfsbestands (nach KORA). Insgesamt wurden Informationen aus 38 Beobachtungen ausgewertet.

	Anzahl Welpen gesamt
Mittelwert	4.79
Median	5.00
Standardabweichung	2.06
Minimum	0.00
Maximum	9.00

Empirische Studien bestätigten, dass die durchschnittliche Wurfgröße in der Regel zwischen vier und neun Welpen variiert (Fuller 1989; Mech & Boitani 2003; Miller et al. 2002; Webb et al. 2011). Ergänzende Literaturangaben aus Europa beziffern die durchschnittliche Wurfgröße zwischen 4,4 und 7,7 (Sidorovich et al. 2007), 6,6 (Bruford 2015) und 6,1 (Bauduin et al. 2020; Šuba et al. 2021). Lovari et al. (2007) zählten bei den 20,7% der untersuchten weiblichen/reproduzierenden Tiere eine bis sieben Plazentanarben bzw. Embryos (Mittelwert 4,4).

Geschlechterverhältnis der Welpen bei Geburt: Dieses Verhältnis wird für Wildtierpopulationen in der Regel auf 1:1 festgelegt, wobei zu beachten ist, dass das tatsächliche Verhältnis innerhalb eines Wurfs bei Wölfen durch zufällige Variabilität von diesem erwarteten Wert abweichen kann. Als Grundannahme wurde im vorliegenden Modell ein ausgeglichenes Geschlechterverhältnis verwendet.

Prozentsatz erwachsener Weibchen, die in einem bestimmten Jahr werfen: Im Rahmen einer Studie über den Mexikanischen Wolf wurden Prozentsätze zwischen 80 und 95% an reproduzierenden Weibchen kalkuliert (Miller 2017). Eine aktuelle Studie aus Litauen erfasste 63,1% (SD $\pm 7,6$) an reproduzierenden Weibchen anhand von Plazentanarben (Šuba et al. 2021). Für eine Modellierung der skandinavischen Population wurden 60% reproduzierende Weibchen angenommen (Bruford 2015). Nach IWJ (2022) wurde für den deutschen Bestand ein Prozentsatz von 77,9% (SD $\pm 3,5$) berechnet. Dies sind weibliche Tiere mit einem etablierten Revier, welche auch reproduzieren. Diese aktuellen Zahlen wurden ebenso für die Schweiz angenommen.

2.4.4. EINGANGSPARAMETER ZUR MORTALITÄT

Die Mortalitätsursachen sowie der Fundort von tot aufgefundenen Wölfen in der Schweiz wird von KORA öffentlich bereitgestellt. Dabei entfallen etwa 42% der Totfunde auf Verkehrsoffer. Insgesamt wurden 72 Totfunde (Stand 01/2022) in der Schweiz vermerkt (Abbildung 4), 44% davon waren adult (Abbildung 5).

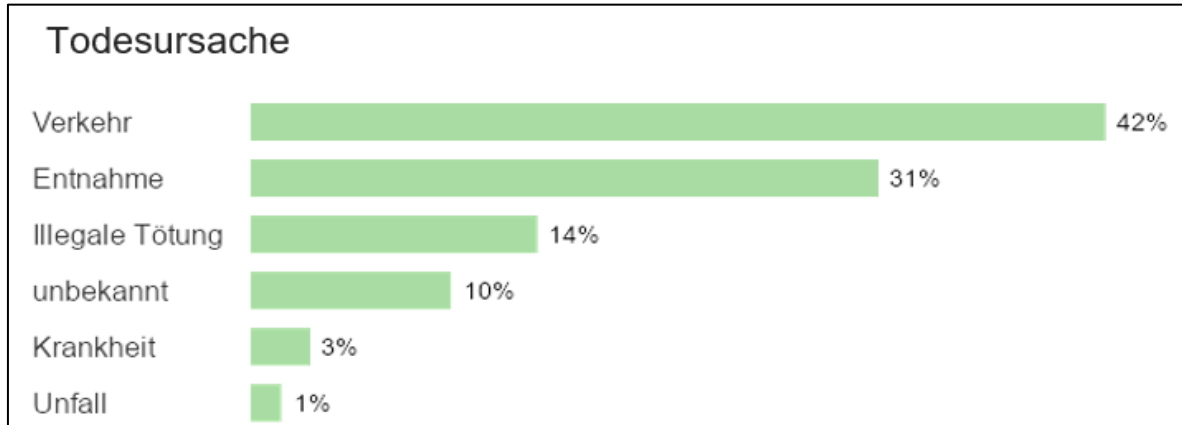


Abbildung 4: Prozentanteil der Wolfs-Totfunde in der Schweiz nach Ursache (Quelle: KORA).

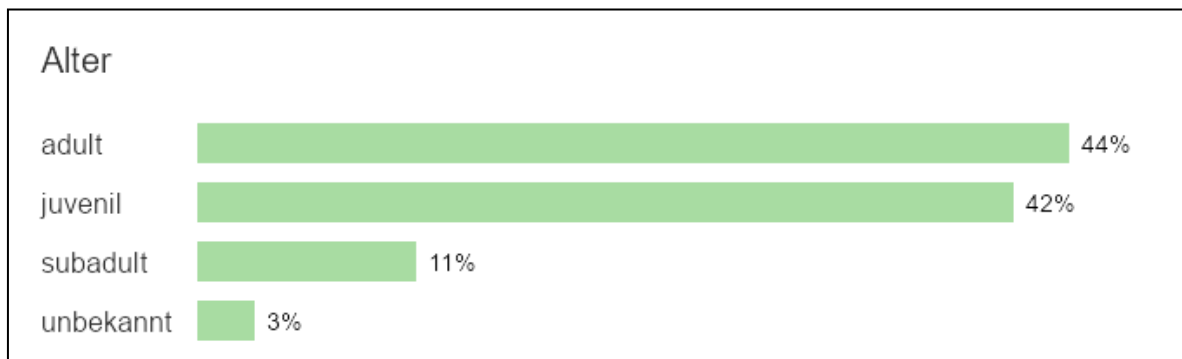


Abbildung 5: Prozentanteil der Wolfs-Totfunde in der Schweiz nach Altersklassen (juvenil = Welpen, Individuen im ersten Lebensjahr subadult = in diesem Kontext - Jungtiere im zweiten Lebensjahr, welche i.d.R. noch nicht reproduzieren) (Quelle, KORA).

Für die Simulation wurden die Mortalitätsraten aus der Literatur verglichen, um Schätzungen für alle Altersstadien zu extrahieren. In Studien zur Demographie von Wolfsbeständen (z. B. Fuller et al. 2003; Adams et al. 2008; Smith et al. 2010) wird grundsätzlich davon ausgegangen, dass es keinen Unterschied in der Mortalität zwischen Männchen und Weibchen gibt.

Mortalität von Welpen: Wolfswelpen reagieren deutlich empfindlicher auf Umwelteinflüsse als ausgewachsene Wölfe. Dementsprechend ist die Sterblichkeit in der juvenilen Altersklasse (Individuen welche unter einem Jahr alt sind) deutlich höher als bei Subadulten (zwischen zwei und drei Jahre alt) und Adulten (welche über zwei Jahre alt sind). Generell ist zu erwarten, dass die Sterblichkeit durch Exploration von Jungtieren außerhalb der Höhle erhöht wird (Mech 1970). Krankheiten und Witterungsverhältnisse wirken sich ebenso stark auf die Überlebensrate aus. Oft kann Mortalität innerhalb der Wurfhöhle gar nicht erfasst werden, und die meisten Studien beschäftigen sich mit den Welpen ab dem Zeitpunkt, zu dem sie die Höhle verlassen (z.B. Cubaynes et al. 2014). Die Mortalitätsraten der Welpen bei Miller (2017; für den

Mexikanischen Wolf) betragen 28,2% (SD ± 10), wobei hier zwei Phasen integriert waren: die erste Phase berechnete sich von der ersten Beobachtung direkt nach dem Verlassen der Wurfhöhle bis zum Zeitpunkt der Besenderung im September; die zweite Phase wurde ab dem Zeitpunkt der Besenderung bis zur nächsten Fortpflanzungszeit kalkuliert (Carroll et al. 2019). In anderen Wolfsbeständen wurden Mortalitätsraten der Welpen zwischen 11% und 52% (Fuller, 1989 in Caniglia et al. 2012) oder zwischen 57% und 94% (Mech 1970, in Chapron et al. 2012) publiziert. Marucco et al. (2009) erfasste aus Daten in Italien eine Mortalität von Welpen von 76% (SD ± 6). Bauduin et al. (2020) nahmen für die Modellierung des französischen Wolfsbestands eine Mortalität nach Smith et al. (2010) von 60% an. Eine Studie für den skandinavischen Bestand, sowie Studien aus dem polnischen Raum nahmen jeweils eine Welpenmortalität von 50% an (Bruford 2015; Nowak & Mysłajek 2016). Ähnlich wurde in Graubünden bei Jungwölfen im ersten Lebensjahr eine Mortalität von 50% angegeben (Amt für Jagd und Fischerei Graubünden 2021), was ebenso in das DS als Basiswert einfluss.

Mortalität Jährlinge und Subadulte: Nach einer Studie über die Mortalität in den westlichen Alpen, betrug die Mortalität der Jährlinge bzw. Subadulten (hier auch synonym für „subdominant“ verwendet) 18% (Marucco et al. 2009).

Mortalität Disperser: Es wird oft angenommen das *Disperser* einer höheren Mortalität ausgesetzt sind, beispielsweise durch Verkehrsunfälle (Fuller et al. 2003; Carroll et al. 2017). Bisher wurde auch generell angenommen, dass die Mortalitätswahrscheinlichkeit mit der Entfernung vom Geburtsgebiet und/oder der Zeit zunimmt (Marucco et al. 2009). In einer Modellstudie über Wölfe in Europa wählten Chapron et al. (2012) im Rahmen verschiedener Szenarien Mortalitätswahrscheinlichkeiten zwischen 35% und 55%. Bauduin et al. (2020) nahmen für *Disperser* 31% Mortalität nach einer Studie aus Spanien von Blanco und Cortés (2007) an, was im Rahmen des Standardszenarios (DS) hier integriert wurde. In der Vortex Simulation betrifft diese Mortalität nur jene Tiere welche zwischen den Beständen CH und ALPexCH wechseln.

Mortalität der Adulten: Nach einer italienischen Studie von Marucco et al. (2009) war die Mortalitätswahrscheinlichkeit 18%. Generell wird allerdings für adulte Tiere eine höhere durchschnittliche Mortalität angenommen - in der *Greater Yellowstone Area* beispielsweise 22,9% (Smith et al. 2010) und für skandinavische Gebiete 25% (Bruford 2015). Chapron et al. (2012) wählten für diverse Szenarien eine Rate zwischen 15% und 35% - diese Bandbreite wurde in der vorliegenden Studie ebenso im Rahmen des Sensitivitätstests integriert.

Es ist zu beachten, dass theoretisch auch über das Jahr hinweg eine variierende Mortalität beobachtet werden kann, wobei die Winterzeit die höchste Mortalität mit sich bringt (Marucco et al. 2009). Es wird im Rahmen der Sensitivitätstests speziell die Sterblichkeit aller Altersklassen ausgearbeitet, da dieser Parameter ein wichtiger Faktor für die Populationsdynamik bei Wölfen und Arten mit ähnlicher Lebensgeschichte ist (Carroll et al. 2014, 2019).

2.4.5. EINGANGSPARAMETER ZU KATASTROPHEN

Katastrophen, wie beispielsweise der Ausbruch einer Krankheit (Räude, o.ä.) können je nach Schweregrad deutliche Auswirkungen auf verschiedenen räumlichen Ebenen haben. In Italien gab es beispielsweise ein starkes Aufkommen der Staupe (Di Sabatino et al. 2014), eine Einwirkung die durchaus als eine Katastrophe für den Bestand wirken kann. Eine Katastrophe kann jeweils Auswirkung auf die Reproduktion und auf die Überlebenswahrscheinlichkeit haben und in einer gewissen Häufigkeit (Frequenz) vorkommen. Generell sind Katastrophenereignisse bei wildlebenden Säugetierpopulationen weit verbreitet und sollten daher bei PVAs und beim praktischen Management gefährdeter Bestände berücksichtigt werden. In Analysen über Caniden lag hier die Reduktion von Beständen bei einer Katastrophe zwischen 50 und 87% (Nilsson 2003).

Chapron et al. (2012) untersuchten Veränderungen der Überlebensfähigkeit (durch eine Katastrophe) in Abhängigkeit von der Mortalitätsrate, die zwischen 10 und 50% lag. Bei Katastrophen (Krankheit, Klima etc.) zeigten Simulationen, dass bei einem Minimum von einer Katastrophe alle zehn Jahre - bei welcher der Bestand um mehr als 60% reduziert wird - nicht mehr lebensfähig ist (Chapron et al. 2012). Reed et al. (2003) hat für Wölfe drei potenzielle Katastrophen innerhalb einer Zeitreihe von 105 Jahren angegeben, d. h. eine Katastrophe pro 35 Jahre oder mit anderen Worten eine jährliche Wahrscheinlichkeit von 3%, dass ein Katastrophenereignis eintritt. Aus Studien in Yellowstone ergaben sich drei Katastrophen in einer 20-jährigen Periode (Miller 2017). Da es schwierig ist, die tatsächliche Häufigkeit solcher seltenen Ereignisse abzuschätzen, wurden in der vorliegenden Studie im Rahmen der Sensitivitätstests insgesamt 74 Szenarien erstellt. Im DS wird grundsätzlich ein Katastrophen-Ereignis innerhalb der 15 Jahre angenommen. Im Rahmen der Sensitivitätstests werden verschiedene Frequenzen sowie Höhe der Mortalität und Reproduktion variiert. Die Werte zu Häufigkeit und Schwere von Katastrophen in den Sensitivitätstests der vorliegenden Studie wurden zum Teil aus den Studien von Reed et al. (2003), Nilsson (2003) und Miller (2017) angepasst (auch angewandt in Bruford 2015; und ähnlich in Bauduin et al. 2020).

2.4.6. EINGANGSPARAMETER ZU AUSTAUSCH UND DISPERSAL

Die Ausbreitung (*Dispersal*) wird als der wichtigste Hebel angesehen, mit dem Wölfe ihre Zahl an die Beute-Verfügbarkeit anpassen oder die Reduktion durch den Menschen kompensieren können (Cubaynes et al. 2014). Die Ausbreitungsraten variieren dabei generell mit dem Geschlecht und dem Alter der Wölfe (Gese & Mech 1991; Boyd & Pletscher 1999). Auch der Tod von Leittieren kann sich auf Abwanderungsverhalten auswirken (Chapron et al. 2003).

Aufgrund ihrer hohen Ausbreitungsfähigkeit können Wölfe entfernte Gebiete neu besiedeln (Kojola et al. 2006; Wabakken et al. 2007; Ciucci et al. 2009; Ražen et al. 2016) und dabei Distanzen von bis zu 800 km zurücklegen (Andersen et al. 2015). Trotz dieses Potenzials siedelt sich ein großer Teil der sich ausbreitenden Individuen innerhalb von 100 km von ihrem Geburtsgebiet an (Caniglia et al. 2014; Recio et al. 2020; Jarasch et al. 2021). In Deutschland lagen die linearen Ausbreitungs-

entfernungen zwischen den Zentren des Geburtsterritoriums und dem Territorium der ersten Reproduktion zwischen 0 und 359,5 km (Jarausch et al. 2021), wobei es keinen signifikanten Unterschied zwischen Weibchen und Männchen gab. So betrug letztlich die (Median-) Ausbreitungsdistanz für Weibchen 26,4 km und für Männchen 35 km (Hindrikson et al. 2017; Jarausch et al. 2021).

Bauduin et al. (2020) nahm für die Modellierung des französischen Bestands eine jährliche Immigration von keinem, einem oder zwei Individuen bzw. 0,1% an auswandernden Individuen an. Der Austausch zwischen Beständen und die Immigration von neuen Wölfen in beide Bestände wurde in vorliegender Studie auf zwei Arten modelliert. Zum Ersten wurde im DS für die Modellierung ein über die 15 Jahre konstanter Austausch von 0,4% von ALPexCH nach CH und umgekehrt von 0,2% angenommen (in Anlehnung an Bauduin et al. 2020 und KORA-Daten). Der prozentuale Wert in den Sensitivitätstests ist demnach abhängig von der Anzahl der vorhandenen Individuen im jeweiligen Bestand. Außerdem wurde die generelle Einwanderung einer festgelegten Anzahl an Individuen (10 Tiere) pro Jahr von außen (außerhalb der zwei Bestände CH und ALPexCH) in den Bestand ALPexCH integriert.

2.4.7. ZUSAMMENFASSUNG DER EINGANGSPARAMETER UND ANNAHMEN

Das DS bietet einen Ausgangspunkt für vergleichende Darstellungen im Rahmen der Sensitivitätstests und integriert konservative bzw. bereits etablierte und in anderen Modellierungen verwendete Werte (Tabelle 4) aus der Literatur, sowie geschätzte Parameter auf Basis von Daten des Schweizer Wolfsmonitorings (KORA-Daten). In Fällen, in denen keine verwertbaren Literaturangaben oder keine verlässliche Datengrundlage verfügbar war, wurden vereinzelt Werte angenommen, die auf der Einschätzung der Autoren dieser Studie beruhen (beispielsweise bezüglich der Anzahl an Individuen, die aus ALPexCH nach CH wandern).

Wie im Rahmen einer Modellierung üblich, wurden auch in der vorliegenden Studie verschiedene Annahmen getroffen. So wird angenommen, im Jahr 2021 im Grunde den kompletten Bestand in der Schweiz darstellen zu können (Annahme einer 100%igen Detektierwahrscheinlichkeit). Alle Individuen in der vorliegenden Simulation haben eine maximale Lebensspanne von 15 Jahren und es pflanzen sich nur adulte Tiere, ab einem Alter von drei Jahren fort. Die Grundannahmen zu Kapazitätsgrenzen in der Schweiz und den restlichen Alpen basieren auf der Studie von Herrmann (2011).

Tabelle 4: Zusammenfassung der Parameter für das Standardszenario (DS) – Basisdaten für weitere Simulationen.

Parameter	Wert im Standardszenario	Quelle
Initialbestand 2021	CH: 104 Individuen (genetisch erhoben, lebendig); ALPexCH: 1.050 Individuen	Vogt et al. 2020 Marucco et al. 2018 KORA-Daten
<u>Letale Äquivalente</u>	12	Frankham et al. 2010
<i>Dispersal</i>	0,4% von ALPexCH nach CH 0,2% von CH nach ALPexCH	eigene Annahmen, Anlehnung an Bauduin et al. 2020
Maximales Alter	15 Jahre	Bauduin et al. 2020
Durchschnittliche Anzahl Welpen / Muttertier / Jahr	4,79 (SD 2,06)	KORA-Daten
% adulter reproduzierender Weibchen	77,9 (SD 3,5)	IWJ 2022
Maximale Anzahl Welpen / Wurf	9	KORA-Daten
Geschlechterverhältnis	1:1	Chapron et al. 2003; Lovari et al. 2007
Mortalität Welpen (0-1)	50%	Bruford 2015
<u>„Mate Monopolisation“</u>	70%	Eigene Annahme
Mortalität Jährlinge / Subadulte (subdominante)	18% (SD 4%)	Marucco et al. 2009
Mortalität <i>Disperser</i>	31%	Blanco & Cortes 2007
Mortalität Adulte	18% (SD 4%)	Marucco et al. 2009
Kapazitätsgrenze (ökologische Tragfähigkeit)	CH: 205 ALPexCH: 1.580 (Individuen)	Hermann 2011
Supplementation	Zuwanderung von Individuen außerhalb beider Bestände: jährlich 10 Tiere nach ALPexCH	Eigene Annahme

2.5. SENSITIVITÄTSTESTS

Sensitivitätstests werden häufig verwendet, um die die Dynamik von PVA-Modellen zu untersuchen. Durch Quantifizierung des Grads der Auswirkung von Änderungen der Parameterwerte können sie feststellen, welche Parameter die Modellergebnisse am stärksten beeinflussen. Sensitivitätstests sind besonders wertvoll, wenn es darum geht, die Auswirkungen von Parametervariationen auf die Populationsdynamik und das Fortbestehen von Arten zu untersuchen (Cross & Beissinger 2001), und sie sind besonders nützlich für die Naturschutzplanung, da sie es ermöglichen, zu testen, wie sich Änderungen von Schlüsselparametern auf die Ergebnisse des Populationsmanagements auswirken.

In dieser Studie wurden mit fünf verschiedenen Sensitivitätstests die Effekte einzelner Eingangsparameter auf das demographische Ergebnis „Gesamtanzahl an Individuen nach 15 Jahren“ statistisch untersucht, wobei 2021 als Startjahr diente. Die Grundparameter „Reproduktion“, „Mortalität“, „*Dispersal*“, „Katastrophen“ und „Ausgangsbestand und Kapazitätsgrenze“ wurden unter diversen Ausprägungen variiert. Es werden jeweils alle Parameter konstant gehalten während ein im Fokus stehender Parameter verändert wird.

Die Szenarien wurden hierbei über Vortex simuliert und die statistische Analyse mit Hilfe des R-Pakets VortexR (Pacioni & Mayer 2017) durchgeführt. Die weiteren Analysen der Sensitivitätstests wurden über sogenannte „pairwise“ Tests vorgenommen, welche auf paarweisen Vergleichen einzelner Simulationen mit dem DS basiert. Konkret wurden Sensitivitäts-Koeffizienten (Drechsler et al. 1998) berechnet und standardisierte Durchschnittsdifferenzen (Zhang 2007) gebildet.

2.6. ERGEBNISSE

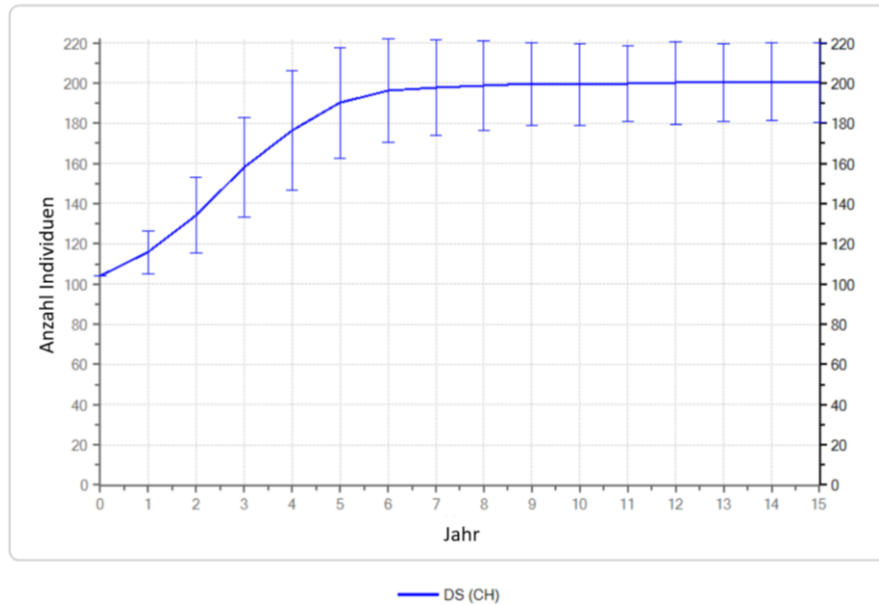
2.6.1. ERGEBNISSE DER POPULATIONSGEFÄHRDUNGSANALYSE (DS)

Die folgenden Ergebnisse der Simulationen via Vortex stellen die Bestandsentwicklung von insgesamt 439 Szenarien dar – neben dem Standardszenario (DS, mit 1.000 Wiederholungen) weitere 438 im Rahmen von fünf verschiedenen Sensitivitätstests über 15 Jahre in insgesamt 43.800 Simulationen. Die Ergebnisse werden je nach Relevanz und Fragestellung für die Schweiz (CH) und den gesamten Alpenraum (ALPG) abgebildet. Jedes nachfolgende Unterkapitel behandelt Sensitivitätstests, in denen jeweils konkrete Parameter variiert wurden: „**Initialbestand und Kapazitätsgrenze**“, „**Reproduktion**“, „**Mortalität**“, „**Katastrophen**“ und „***Dispersal***“. In den Szenarien für „Initialbestand und Kapazitätsgrenze“ wurden in **34** Szenarien verschiedene Ausgangsbestände sowie Kapazitätsgrenzen simuliert. In den insgesamt 58 Szenarien für „Reproduktion“ war eine Änderung der durchschnittlichen Anzahl an Welpen pro Weibchen und Jahr sowie der Prozentanteil reproduzierender Weibchen und fortpflanzungsfähiger Rüden besonders relevant. Da „Mortalität“ einer der größten Einflussfaktoren in einer Bestandsentwicklung darstellt, wurden hierfür 81 Sensitivitätstests für CH und 53 für ALPG durchgeführt, in welchen verschiedene Variationen der Mortalitätsparameter simuliert wurde. „Katastrophen“ sind schwer

vorhersehbar können aber einen Einflussfaktor darstellen, weshalb jeweils 37 Szenarien für CH und für ALPG durchgeführt wurden, in welchen Frequenz, erhöhte Mortalität und verringerte Reproduktion simuliert wurden. Im Rahmen der Sensitivitätstests zu „*Dispersal*“ wurden 21 Szenarien berechnet, welche Zu- und Abwanderung in den Wolfsbestand CH simulieren, plus 104 extra Szenarien um verschiedene Mortalitätsszenarien bei erhöhtem *Dispersal* zu simulieren. Für die Diskussion zum Thema Kompensatorische Mortalität wurden weitere 40 (faktorielle) Sensitivitätstests durchgeführt. Das DS (Abbildung 6) wurde mit 1.000 Iterationen als Ausgangsszenario durchgeführt und basiert auf den an die betrachteten Bestände angepassten Eingangsparametern (siehe Kapitel 2.4). Da begrenzende Parameter auf den Bestand bei Erreichen der Kapazitätsgrenze wirken, flacht die Kurve dementsprechend ab (Abbildung 6). Die Wachstumsrate für das DS wurde von Vortex wie folgt berechnet: $\det-r = 0,1953$; $\lambda = 1,2156$; $R_0 = 2,6893$. Nach Angaben in Mech und Barber-Meyer (2017) wurden für zwei unabhängige Studien mit drei großen Datensätzen und drei Methoden aus zwei weit voneinander entfernten Gebieten ermittelt, dass dort die Generationslänge von Wölfen 4,2 bis 4,7 Jahre beträgt. Nach den Berechnungen in Vortex ist die Generationslänge im vorliegenden DS bei 5,07 Jahren. Bei erhöhter Mortalität (25 bis 36%) verringerte sich die errechnete Generationslänge und ergab Werte im Bereich von 4,37 bis 4,79. Unter den in der vorliegenden Studie getätigten Annahmen ist davon auszugehen, dass in etwa vier bis sechs Jahren die Kapazitätsgrenze nach Hermann (2011) in CH und nach drei bis fünf Jahren in ALPG erreicht sein wird.

Achtung! Das DS fungiert als Basis, der gegenüber die einzelnen Sensitivitätstests Abweichungen in den Eingangsparametern simulieren (Abbildung 6). Es kann somit als Vergleichswert dienen und kann als Annäherung verstanden werden, stellt aber keinen Anspruch auf die exakte Abbildung der aktuellen Gegebenheiten. Es stellt vor allem eine „hypothetische“ Entwicklung dar, da die meisten Eingangsparameter noch zu wenig erforscht sind und in der Regel Literaturwerte angenommen wurden. Es lassen sich jedoch potenzielle Wirkungen von einzelnen Parametern darstellen. Die Ausprägung aller Eingangsparameter des DS finden sich in Tabelle 4 (in Kapitel 2.4).

(a)



(b)

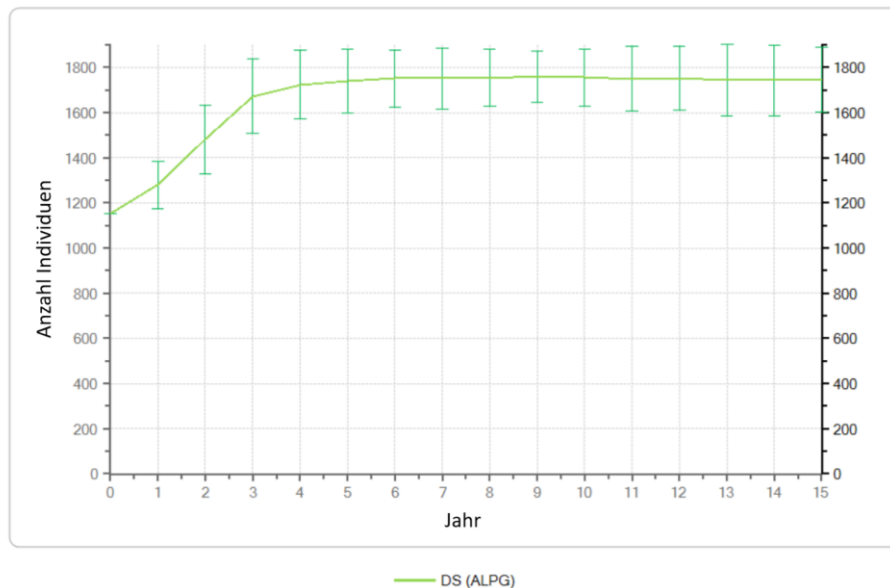


Abbildung 6: Verlauf der simulierten Bestandsgröße für den Wolf in der **Schweiz (CH)** (a) und im gesamten **Alpenraum (ALPG)** (b) nach Jahren, für das Standardszenario (DS). Die Ausprägung aller Eingangsparameter des DS finden sich in Tabelle 4. Die Bestandsgröße ist definiert als die Anzahl an Wölfen in der Schweiz und im gesamten Alpenraum. Die Balken zeigen die Bandbreite der Ergebnisse der Simulationen (1.000 Iterationen; Standardabweichung). Das Startjahr der Simulation ist 2021. Das DS stellt keinen Anspruch auf die exakte Abbildung der aktuellen Gegebenheiten, kann aber als Annäherung verstanden werden.

2.6.2. ERGEBNISSE – INITIALBESTAND UND TRAGFÄHIGKEIT

Im Rahmen der Sensitivitätstests der Parameter zu Initialbestand und Kapazitätsgrenze (Tabellen 5, 6) wurden 17 Szenarien für CH und 17 Szenarien für ALPG mit jeweils 100 Wiederholungen berechnet. Die Grundparameter, also die jeweiligen Sensitivitätsvariablen (SV) (Tabelle 5) wurden unter diversen Ausprägungen variiert. Es wurden jeweils alle Parameter konstant gehalten während ein im Fokus stehender Parameter verändert wurde (Tabelle 6).

Tabelle 5: Zusammenfassung und Beschreibung der Parameter für die Sensitivitätstests von Initialbestand und Tragfähigkeit. SV=Sensitivitätsvariable.

Parameterbezeichnung	Parameterbeschreibung	Ausprägung (DS)	Ausprägung (Variation)	Änderung um:
SV1	Initiale Bestandsgröße CH	104	50-200	50
SV2	Initiale Bestandsgröße ALPexCH	1.050	800-1.400	200
SV3	Kapazitätsgrenze CH	205	250-400	50
SV4	Kapazitätsgrenze ALPexCH	1.580	1.600-2.000	100

Tabelle 6: Überblick über die 17 im Rahmen der Sensitivitätstests generierten Simulationen zur Abschätzung der Effekte von Änderungen des Initialbestands und der Kapazitätsgrenze im Vergleich zum Standardszenario (DS). Simulationen unterscheiden sich über die Ausprägung der angeführten Parameter. Grau hinterlegt ist jeweils der veränderte Parameter; die fett markierten Szenarien weisen signifikante Unterschiede der Bestandsgröße nach 15 Jahren im paarweisen Test zum Vergleich des DS auf. SV=Sensitivitätsvariable.

Szenario	SV1	SV2	SV3	SV4
DS_Sensitivity_Popsize(DS)	104	1.050	205	1.580
DS_Sensitivity_Popsize(1)	50	1.050	205	1.580
DS_Sensitivity_Popsize(2)	100	1.050	205	1.580
DS_Sensitivity_Popsize(3)	150	1.050	205	1.580
DS_Sensitivity_Popsize(4)	200	1.050	205	1.580
DS_Sensitivity_Popsize(5)	104	800	205	1.580
DS_Sensitivity_Popsize(6)	104	1.000	205	1.580
DS_Sensitivity_Popsize(7)	104	1.200	205	1.580
DS_Sensitivity_Popsize(8)	104	1.400	205	1.580
DS_Sensitivity_Popsize(9)	104	1.050	250	1.580
DS_Sensitivity_Popsize(10)	104	1.050	300	1.580
DS_Sensitivity_Popsize(11)	104	1.050	350	1.580
DS_Sensitivity_Popsize(12)	104	1.050	400	1.580
DS_Sensitivity_Popsize(13)	104	1.050	205	1.600
DS_Sensitivity_Popsize(14)	104	1.050	205	1.700
DS_Sensitivity_Popsize(15)	104	1.050	205	1.800
DS_Sensitivity_Popsize(16)	104	1.050	205	1.900

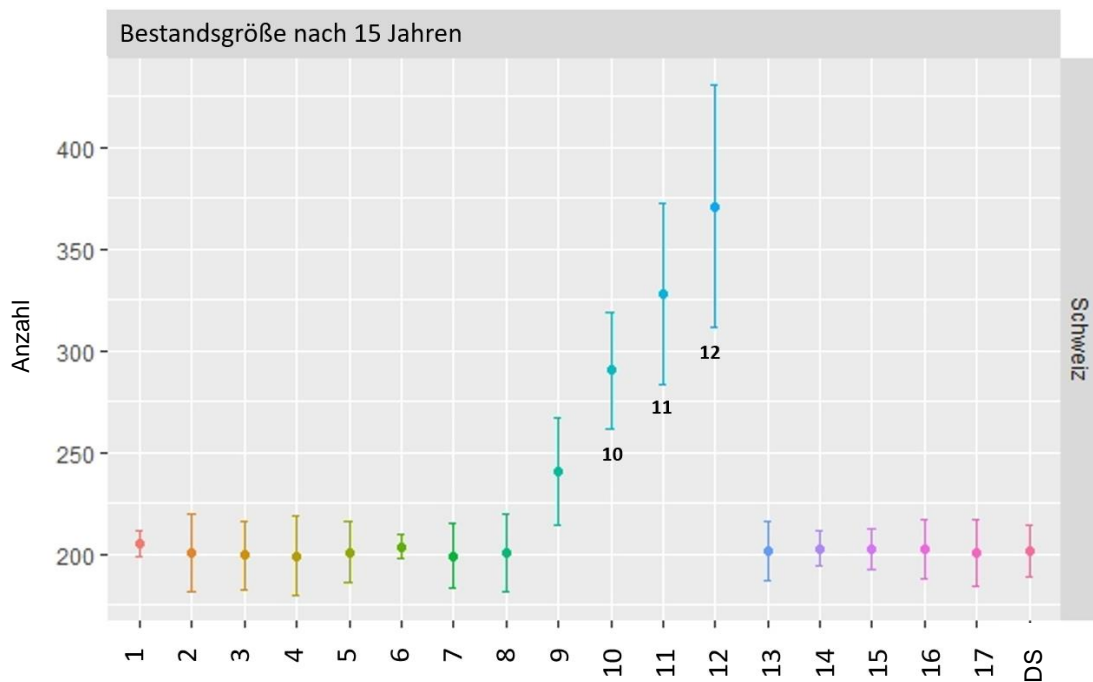


Abbildung 7: Auswirkungen der Simulationen zu Initialbestand und Kapazitätsgrenze auf den Wolfsbestand in der Schweiz ausgedrückt über die Gesamtanzahl an Individuen nach 15 Jahren. Zahlen kennzeichnen jene Simulationen, welche sich signifikant vom Standardszenario (DS) unterscheiden. Punkte symbolisieren berechnete Mittelwerte, Balken kennzeichnen die Standardabweichung vom jeweiligen Mittelwert.

Die Ergebnisse zeigten signifikante Unterschiede der Szenarien 10, 11 und 12 (Abbildung 7) im Wolfsbestand nach 15 Jahren.

Eine Erhöhung des Ausgangsbestands hat zur Folge, dass die jeweilige Kapazitätsgrenze früher erreicht wird. Die Erhöhung der maximalen Tragfähigkeit zeigt in der Simulation eine Auswirkung dahingehend, dass das Erreichen dieser zu einem späteren Zeitpunkt stattfindet. Die Tragfähigkeit - unter gegebenen Annahmen - wird später als im DS im Verlauf der Jahre erreicht (Abbildung 8). Eine Änderung der Kapazitätsgrenze ändert erwartungsgemäß nichts an der Bestandsentwicklung, sondern bewirkt lediglich eine Verzögerung der Erreichung der Kapazitätsgrenze um ein paar Jahre und ermöglicht dadurch insgesamt höhere Bestandsgrößen.

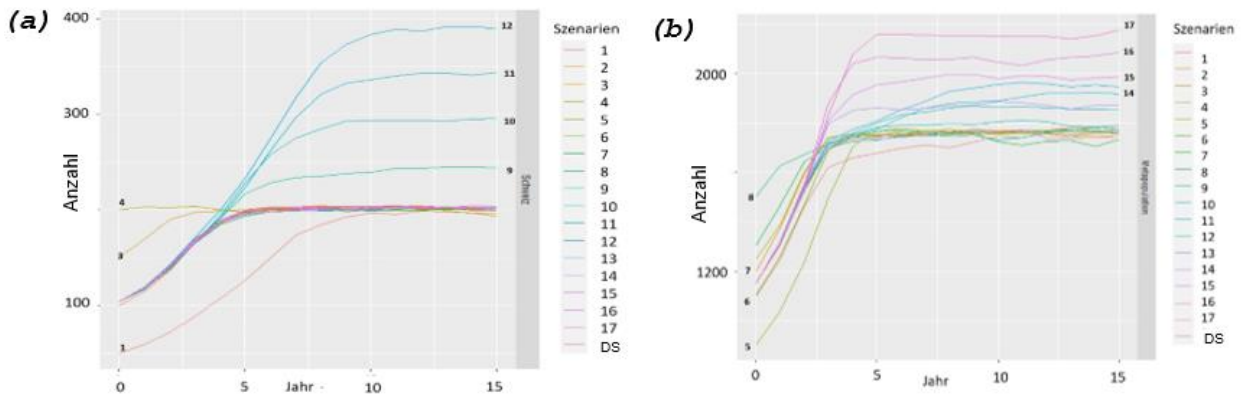


Abbildung 8: Der Verlauf der simulierten Bestandsgröße im Rahmen der Sensitivitätstests von Parametern des Ausgangsbestands und der Kapazitätsgrenze. Bei Erhöhung des Standardszenarios (DS) Wertes für die Kapazitätsgrenze in der **Schweiz (CH)** (a) von 205 auf 250 bis 400 Individuen (Szenarios 9-12) verschiebt sich das Erreichen dieser zeitlich um einige Jahre. Bei Erhöhung des DS Wertes für den **gesamten Alpenbestand (ALPG)** (b) von 1600 auf 2000 verschiebt sich das Erreichen der Kapazitätsgrenze um etwa fünf Jahre.

Die Szenarien zur erhöhten Kapazitätsgrenze zeigen erwartungsgemäß, dass die Entwicklung des Bestands zu einem späteren Zeitpunkt diese Grenze erreicht. Generell ist davon auszugehen, dass bei einer Annäherung an die Kapazitätsgrenze die *life history*-Parameter beeinflusst werden (Dichteabhängigkeit), weshalb es ab Erreichen der Kapazitätsgrenze kein Anstieg mehr beobachten werden kann (Abbildung 8). Beispielsweise kann es durch erhöhte innerartliche Konkurrenz zu geringeren Reproduktionsraten oder zu relativ mehr Verkehrsunfällen kommen (weil Individuen zu mehr Mobilität gezwungen sind).

Die ökologische Tragfähigkeit kann sich natürlich deutlich davon unterscheiden, wie viele Wölfe von der Gesellschaft akzeptiert werden. Anhand öffentlicher Debatten oder etwa der Ablehnung der letzten Jagdgesetzrevision in der Schweiz wird deutlich, dass es aktuell keinen Konsens bezüglich einer gesellschaftlich begründeten Tragfähigkeit gibt und sich unter anderem regionale Unterschiede abzeichnen. So zeigte die Studie von Behr et al. (2017), dass bei Integration der Akzeptanzgrenze in der Schweiz nur etwa 13 Wolfsrudel Platz hätten, wohingegen die ökologische Tragfähigkeit deutlich höher ist (Herrmann 2011; Schnidrig et al. 2016). Es ist zu erwarten, dass das Konfliktpotential größer ist, je größer die ökologische Tragfähigkeit von der gesellschaftlich akzeptierten Anzahl an Wölfen abweicht. Dementsprechend kann eine öffentliche, politische und mediale Diskussion der Thematik dazu beitragen, das Konfliktpotential zu reduzieren oder auch zu verschärfen.

2.6.3. ERGEBNISSE – REPRODUKTION

Im Rahmen der Sensitivitätstests zu Reproduktion wurden jeweils 29 Szenarien für die Bestände CH und ALPG erstellt (Tabellen 7 und 8). Die Grundparameter, also die jeweiligen Sensitivitätsvariablen (SV) (Tabelle 7) wurden unter diversen Ausprägungen variiert. Es wurden jeweils alle Parameter konstant gehalten während ein im Fokus stehender Parameter verändert wurde (Tabelle 8).

Die Reduktion einer durchschnittlichen Anzahl an Welpen pro Wurf von 4,8 (DS) auf eins oder zwei Welpen zeigt einen signifikanten Unterschied in der Bestandsgröße nach 15 Jahren (Szenario 1 und 2; Abbildungen 9 und 10). Der Prozentsatz an reproduzierenden Weibchen (Simulationen 10-19) hat einen signifikanten Effekt auf die Gesamtanzahl an Individuen nach 15 Jahren bei 10%, 20% und 30% (Abbildung 9). Bei einem Prozentsatz an reproduzierenden Rüden (Simulationen 20-29) von nur 10% zeigte die Bestandsgröße nach 15 Jahren einen signifikanten Unterschied im Vergleich zum DS.

Tabelle 7: Zusammenfassung der Parameter für die Sensitivitätstests zur Reproduktion. SV=Sensitivitätsvariable.

Parameterbezeichnung	Parameterbeschreibung	Ausprägung (Default)	Ausprägung (Variation)	Änderung um:
SV1	Durchschnittliche Anzahl an Nachkommen pro Weibchen pro Wurf	4,8	1-9	1
SV2	Prozentanteil sich fortpflanzender Weibchen	77,9	10-100	10
SV3	<i>Mate Monopolisation</i> (Prozentanteil Rüden welche sich fortpflanzen)	70	10-100	10

Tabelle 8: Überblick über die im Rahmen der Sensitivitätstests generierten 29 Simulationen zur Abschätzung der Effekte von Änderungen von Reproduktionsfaktoren im Vergleich zum Standardszenario (DS) für den Bestand in der Schweiz (CH) und den gesamten Alpenbestand (ALPG). Simulationen unterscheiden sich über die Ausprägung der angeführten Parameter. Grau hinterlegt ist jeweils der veränderte Parameter; die fett markierten Szenarien weisen signifikante Unterschiede der Bestandsgröße CH nach 15 Jahren im paarweisen Test zum Vergleich des DS auf. Mit Stern* markierte Zeilen sind signifikante Ergebnisse der Simulationen ALPG. SV=Sensitivitätsvariable.

Szenario	SV1	SV2	SV3
DS_Sensitivity_repr(DS)	4,8	77,9	70
DS_Sensitivity_repr (1)*	1	77,9	70
DS_Sensitivity_repr (2)*	2	77,9	70
DS_Sensitivity_repr (3)	3	77,9	70
DS_Sensitivity_repr (4)	4	77,9	70
DS_Sensitivity_repr (5)	5	77,9	70
DS_Sensitivity_repr (6)	6	77,9	70
DS_Sensitivity_repr (7)	7	77,9	70
DS_Sensitivity_repr (8)	8	77,9	70
DS_Sensitivity_repr (9)	9	77,9	70
DS_Sensitivity_repr (10)*	4,8	10	70
DS_Sensitivity_repr (11)*	4,8	20	70
DS_Sensitivity_repr (12)*	4,8	30	70
DS_Sensitivity_repr (13)	4,8	40	70
DS_Sensitivity_repr (14)	4,8	50	70
DS_Sensitivity_repr (15)	4,8	60	70
DS_Sensitivity_repr (16)	4,8	70	70
DS_Sensitivity_repr (17)	4,8	80	70
DS_Sensitivity_repr (18)	4,8	90	70
DS_Sensitivity_repr (19)	4,8	100	70
DS_Sensitivity_repr (20)*	4,8	77,9	10
DS_Sensitivity_repr (21)	4,8	77,9	20
DS_Sensitivity_repr (22)	4,8	77,9	30
DS_Sensitivity_repr (23)	4,8	77,9	40
DS_Sensitivity_repr (24)	4,8	77,9	50
DS_Sensitivity_repr (25)	4,8	77,9	60
DS_Sensitivity_repr (26)	4,8	77,9	70
DS_Sensitivity_repr (27)	4,8	77,9	80
DS_Sensitivity_repr (28)	4,8	77,9	90
DS_Sensitivity_repr (29)	4,8	77,9	100

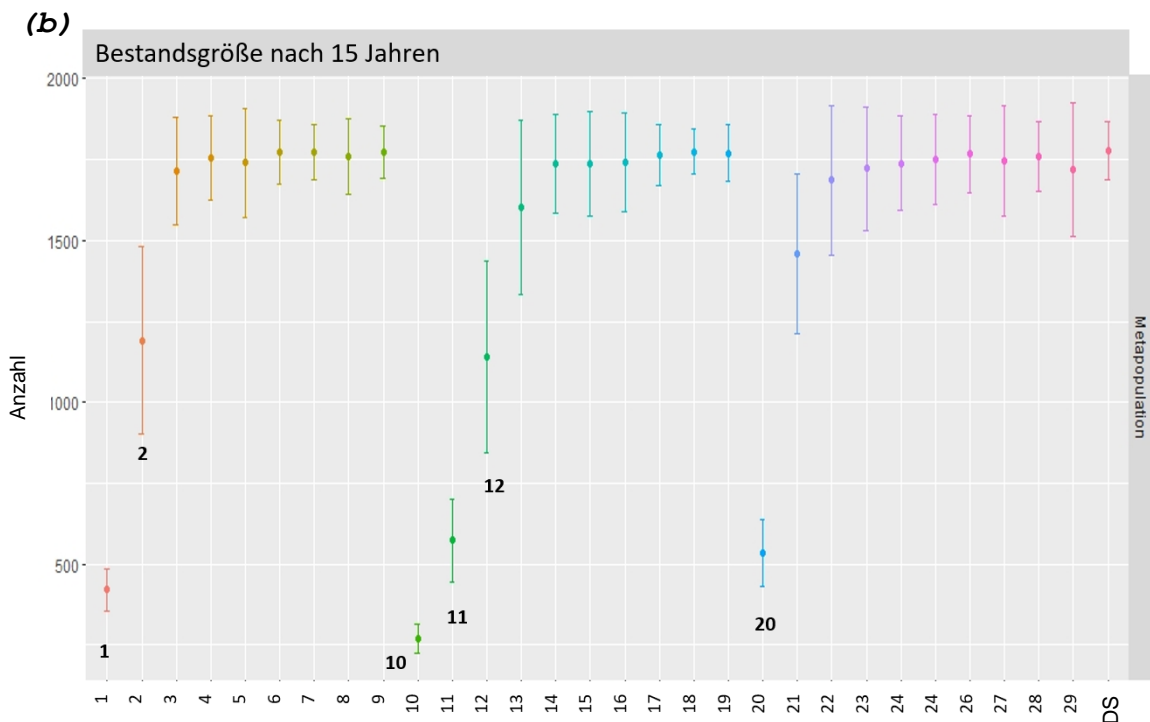
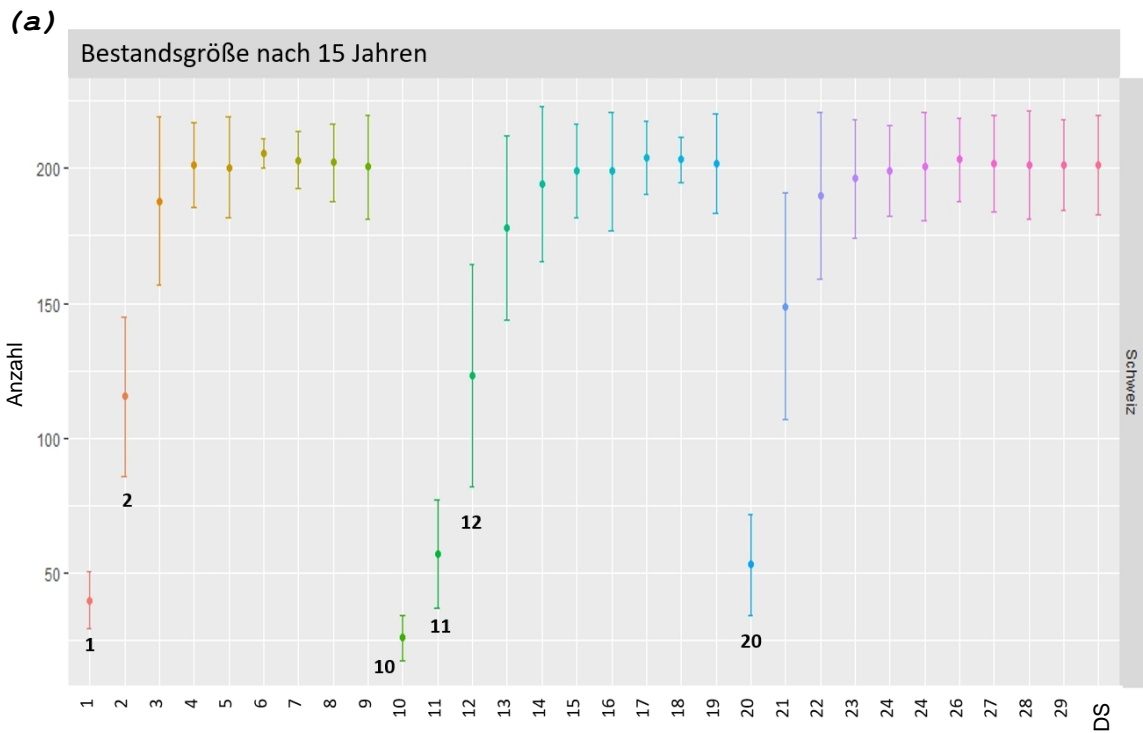


Abbildung 9: Auswirkungen der Simulationen zu Reproduktion auf den Wolfsbestand in der **Schweiz (CH) (a)** und im **gesamten Alpenraum (ALPG) (b)** ausgedrückt über die Gesamtanzahl an Individuen nach 15 Jahren. Zahlen kennzeichnen jene Simulationen, welche sich signifikant vom Standardszenario (DS) unterscheiden. Punkte symbolisieren berechnete Mittelwerte, Balken kennzeichnen die Standardabweichung vom jeweiligen Mittelwert (Metapopulation =ALPG).

Die Szenarien für den Parameter „durchschnittliche Welpenanzahl pro Wurf“ (Szenarien 1-9) simulieren eine Bandbreite des Bestandswachstums bei potenziellen Wurfgröße von ein bis neun Welpen. Bei durchschnittlich nur einem oder zwei Welpen (Szenarios 1 und 2) war der Bestand signifikant kleiner als bei drei bis acht Welpen

pro Wurf (im Vergleich zum DS) nach 15 Jahren (Abbildung 10). Vereinzelt auftretende hohe Wurfgrößen scheinen keine nennenswerte Rolle für die Bestandsentwicklung zu spielen, wohingegen die durchschnittliche Wurfgröße erwartungsgemäß deutliche Auswirkungen zeigt (IWJ 2022).

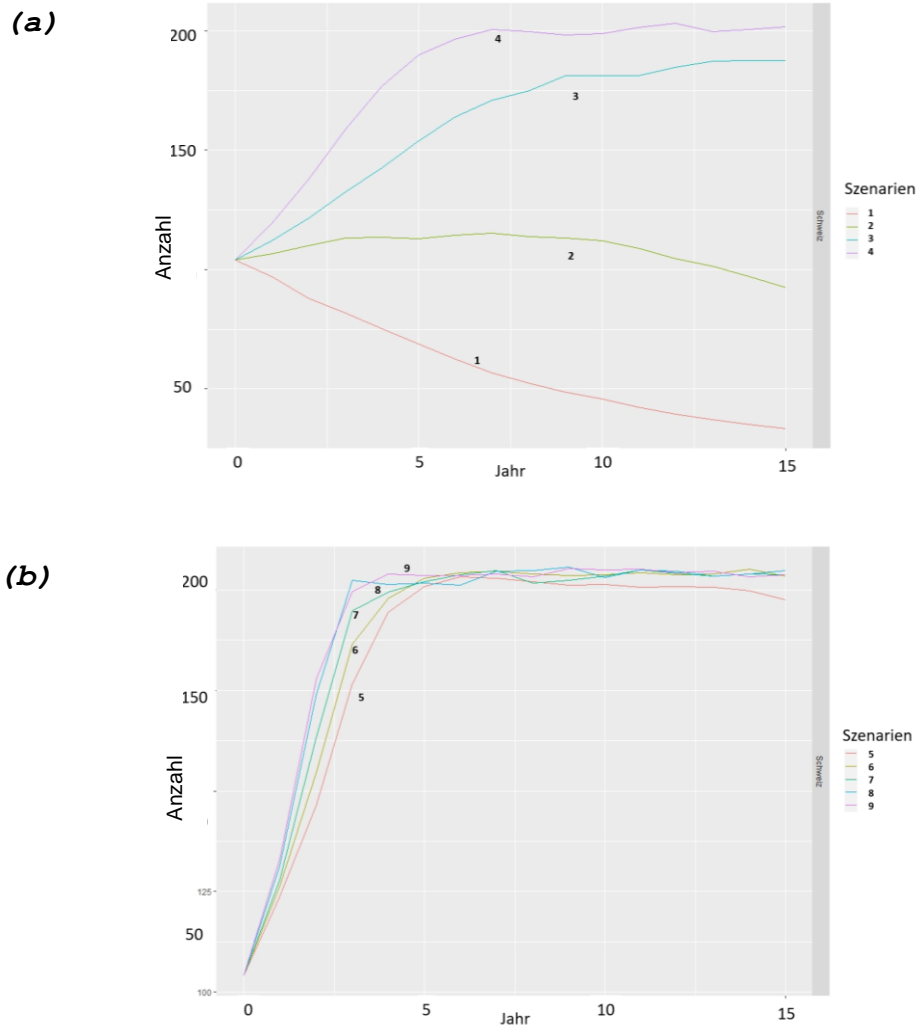


Abbildung 10: Der Verlauf der simulierten Bestandsgröße im Rahmen der Sensitivitätstests bei Variation des Standardszenarios DS für die **durchschnittliche Welpenanzahl pro Wurf** in der Schweiz (CH) (**a**: Szenarien 1-4; **b**: Szenarien 5-9). Es zeigen sich negative Wachstumskurven bei Szenarien 1 und 2 und deutliche steigende bei Szenarien 5-9. Die Kurven stellen gemittelte Werte der Sensitivitätsszenarien dar, mit dem Startjahr 2021, für 15 Jahre.

2.6.4. ERGEBNISSE – MORTALITÄT

Im Rahmen der Sensitivitätstests zu Mortalität wurden insgesamt 81 Szenarien für die Schweiz (CH) (Abbildung 11a) und 53 für den gesamten Alpenraum (ALPG) (Abbildung 11b) berechnet (Tabellen 9 und 10). Die Grundparameter, also die jeweiligen Sensitivitätsvariablen (SV) (Tabelle 9) wurden unter diversen Ausprägungen variiert. Es wurden jeweils alle Parameter konstant gehalten während ein im Fokus stehender Parameter verändert wurde (Tabelle 10).

Höhere Mortalitäten aller Altersklassen führen zu einer signifikant geringeren Individuenanzahl nach 15 Jahren in beiden Beständen, wobei dies besonders deutlich bei Welpen (Szenarien 1-8) ab einer Mortalität von über 75%, bei Jährlingen bzw. Subadulten (Szenarien 9-23 und 24-38) ab einem Wert von 60% und bei adulten Tieren (Szenarien 39-53) ab einem Wert von 35% jeweils signifikant war (Abbildungen 12a bis 13a). Hier konnten bei einer Erhöhung der Mortalität von adulten Tieren im Bestand CH von 18% (DS) auf 35% Bestandseinbrüche beobachtet werden (Abbildung 13).

In jenen Szenarien in denen potenzielle Entnahme in der Schweiz durch Reduktion mittels eines festgelegten Prozentsatzes der jeweiligen Altersklasse simuliert wurde (Szenarien 68-81), wurde die generelle Mortalität der Altersklassen wie im DS gehalten. Durch einen angegebenen Prozentsatz (in 5% Schritten zwischen 10% und 70%) von der jeweiligen Altersklasse wurde in diesen Szenarien eine theoretische Entnahme simuliert.

Hier zeigte sich bei der Entnahme von Welpen (Szenarien 54-60) zwischen 20 und 70% ein signifikanter Unterschied der Bestandszahlen nach 15 Jahren und bereits verringertes Bestandswachstum ab 20% und negatives ab 30% (Abbildung 13b). Signifikante Unterschiede der Bestandszahlen gab es darüber hinaus bei potenzieller Entnahme von subadulten Tieren (Szenarien 68-74) ab 30% und bei adulten Tieren bereits ab 20% (Szenarien 75-81) der jeweiligen Altersklasse. Im Vergleich dazu hatte unter vorliegenden Annahmen die zusätzliche Mortalität der Jährlinge ab 70% einen signifikanten Einfluss auf das Erreichen der Kapazitätsgrenze nach 15 Jahren, doch in allen Szenarien führte deren zusätzliche Mortalität zu einer geringeren Bestandsgröße in diesem Zeitraum.

Tabelle 9: Zusammenfassung der Parameter für die Sensitivitätstests zu Mortalität. SV=Sensitivitätsvariable.

Parameterbezeichnung	Parameterbeschreibung	Ausprägung (Default)	Ausprägung (Variation)	Änderung um:
SV1 (CH + ALPG)	Mortalität der Welpen (0-1 J)	50	50-90	5
SV2 (CH + ALPG)	Mortalität der Jährlinge (1-2 J)	18	20-90	5
SV3 (CH + ALPG)	Mortalität der Subadulten (subdominanten) (2-3 J)	18	20-90	5
SV4 (CH + ALPG)	Mortalität der Adulten (ab 3 J)	18	20-90	5
SV5 (CH)	Entnahme in % (Welpen) (Angabe Wert von 0-1)	0	0,1-0,7	0,1
SV6 (CH)	Entnahme in % (Jährlinge 1-2 J) (Angabe Wert von 0-1)	0	0,1-0,7	0,1
SV7 (CH)	Entnahme in % (Subadulte 2-3 J) (subdominanten) (Angabe Wert von 0-1)	0	0,1-0,7	0,1
SV8 (CH)	Entnahme in % (Adulte ab 3 J) (Angabe Wert von 0-1)	0	0,1-0,7	0,1

Tabelle 10: Überblick über die im Rahmen der Sensitivitätstests generierten 81 Simulationen für den Bestand Schweiz und 53 Simulationen für den Bestand des gesamten Alpenraums zur Abschätzung der Effekte von Mortalität im Vergleich zum Standardszenario (DS). Simulationen unterscheiden sich über die Ausprägung der angeführten Parameter. Grau hinterlegt ist jeweils der veränderte Parameter; die fett markierten Szenarien weisen signifikante Unterschiede der Bestandsgröße der Schweiz nach 15 Jahren im paarweisen Test zum Vergleich des DS auf. Mit Stern* markierte Zeilen sind signifikante Ergebnisse der Simulationen für den Gesamtbestand der Alpen (ALPG). SV=Sensitivitätsvariable.

Szenario	SV1	SV2	SV3	SV4	SV5	SV6	SV7	SV8
DS_Sensitivity_mort (DS)	50	18	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(1)	55	18	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(2)	60	18	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(3)	65	18	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(4)	70	18	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(5)	75	18	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(6)*	80	18	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(7)*	85	18	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(8)*	90	18	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(9)	50	20	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(10)	50	25	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(11)	50	30	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(12)	50	35	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(13)	50	40	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(14)	50	45	18	18	0	0	0	0

DS_Sensitivity_mort(15)	50	50	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(16)	50	55	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(17)	50	60	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(18)*	50	65	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(19)*	50	70	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(20)*	50	75	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(21)*	50	80	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(22)*	50	85	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(23)*	50	90	18	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(24)	50	18	20	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(25)	50	18	25	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(26)	50	18	30	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(27)	50	18	35	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(28)	50	18	40	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(29)	50	18	45	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(30)	50	18	50	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(31)	50	18	55	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(32)	50	18	60	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(33)*	50	18	65	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(34)*	50	18	70	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(35)*	50	18	75	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(36)*	50	18	80	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(37)*	50	18	85	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(38)*	50	18	90	18	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(39)	50	18	18	20	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(40)	50	18	18	25	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(41)	50	18	18	30	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(42)	50	18	18	35	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(43)*	50	18	18	40	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(44)*	50	18	18	45	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(45)*	50	18	18	50	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(46)*	50	18	18	55	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(47)*	50	18	18	60	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(48)*	50	18	18	65	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(49)*	50	18	18	70	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(50)*	50	18	18	75	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(51)*	50	18	18	80	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(52)*	50	18	18	85	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(53)*	50	18	18	90	0	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(54)	50	18	18	18	0,1	0	0	0

DS_Sensitivity_mort(55)	50	18	18	18	0,2	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(56)	50	18	18	18	0,3	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(57)	50	18	18	18	0,4	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(58)	50	18	18	18	0,5	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(59)	50	18	18	18	0,6	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(60)	50	18	18	18	0,7	0	0	0
DS_Sensitivity_mort(61)	50	18	18	18	0	0,1	0	0
DS_Sensitivity_mort(62)	50	18	18	18	0	0,2	0	0
DS_Sensitivity_mort(63)	50	18	18	18	0	0,3	0	0
DS_Sensitivity_mort(64)	50	18	18	18	0	0,4	0	0
DS_Sensitivity_mort(65)	50	18	18	18	0	0,5	0	0
DS_Sensitivity_mort(66)	50	18	18	18	0	0,6	0	0
DS_Sensitivity_mort(67)	50	18	18	18	0	0,7	0	0
DS_Sensitivity_mort(68)	50	18	18	18	0	0	0,1	0
DS_Sensitivity_mort(69)	50	18	18	18	0	0	0,2	0
DS_Sensitivity_mort(70)	50	18	18	18	0	0	0,3	0
DS_Sensitivity_mort(71)	50	18	18	18	0	0	0,4	0
DS_Sensitivity_mort(72)	50	18	18	18	0	0	0,5	0
DS_Sensitivity_mort(73)	50	18	18	18	0	0	0,6	0
DS_Sensitivity_mort(74)	50	18	18	18	0	0	0,7	0
DS_Sensitivity_mort(75)	50	18	18	18	0	0	0	0,1
DS_Sensitivity_mort(76)	50	18	18	18	0	0	0	0,2
DS_Sensitivity_mort(77)	50	18	18	18	0	0	0	0,3
DS_Sensitivity_mort(78)	50	18	18	18	0	0	0	0,4
DS_Sensitivity_mort(79)	50	18	18	18	0	0	0	0,5
DS_Sensitivity_mort(80)	50	18	18	18	0	0	0	0,6
DS_Sensitivity_mort(81)	50	18	18	18	0	0	0	0,7

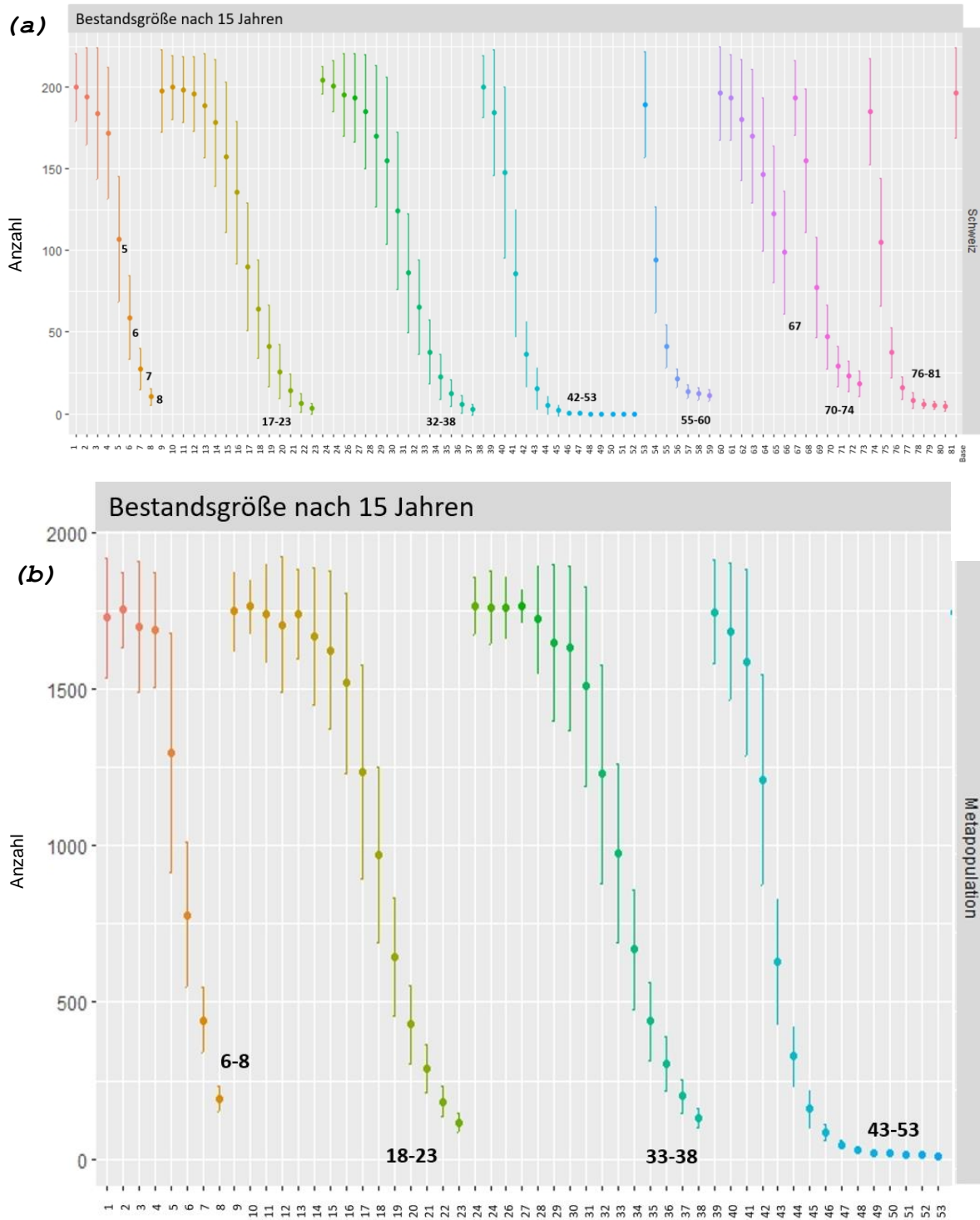


Abbildung 11: Auswirkungen der Simulationen zu Mortalität auf den Wolfsbestand in der **Schweiz (CH)** (a) und im **gesamten Alpenraum (ALPG)** (b) ausgedrückt über die Gesamtanzahl an Individuen nach 15 Jahren. Zahlen kennzeichnen jene Simulationen, welche sich signifikant vom Standardszenario (DS) unterscheiden. Punkte symbolisieren berechnete Mittelwerte, Balken kennzeichnen die Standardabweichung vom jeweiligen Mittelwert (Metapopulation =ALPG).

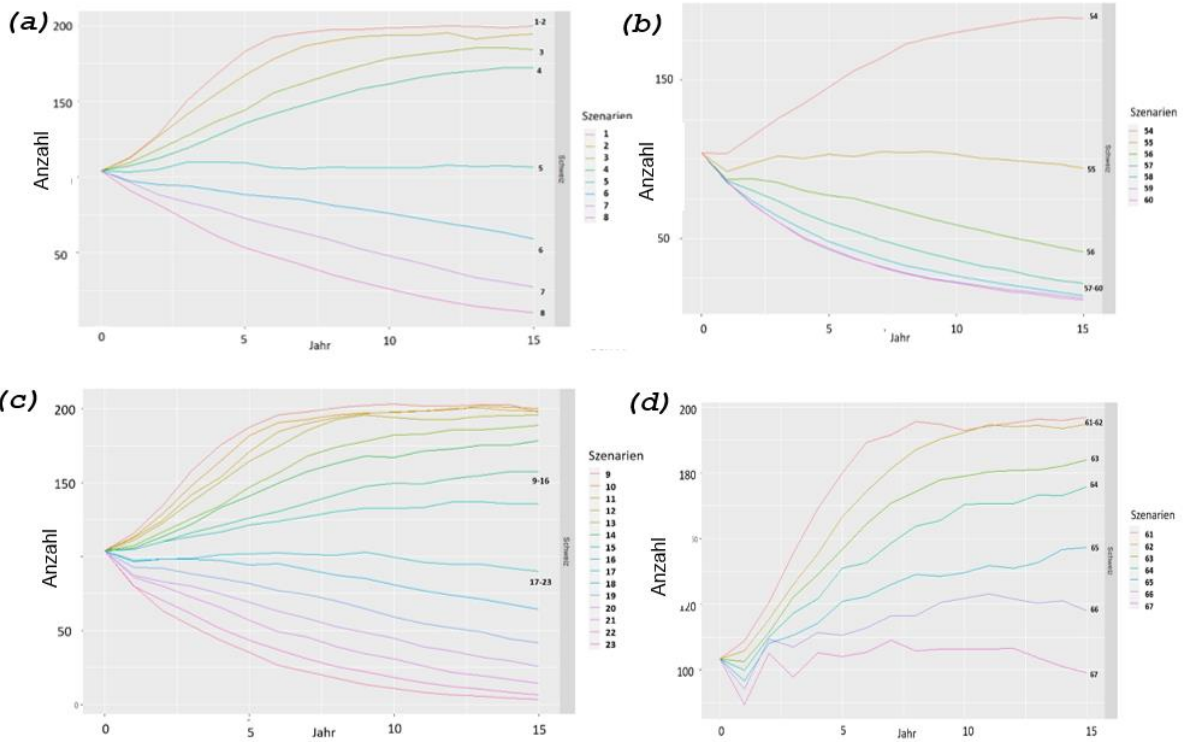


Abbildung 12: **(a und b)** Bestandsentwicklung und Auswirkungen verschiedener Mortalitätswerte von **Welpen** auf den Wolfsbestand in der Schweiz (CH). Veränderungen der Mortalität von Welpen beeinflussen den Verlauf der simulierten Bestandsgröße, wie ein Vergleich der gemittelten Kurven zeigt **(a: Szenarien 1-8)**. Eine Erhöhung der Mortalität durch eine potenzielle Entnahme eines Prozentsatzes **(b: Szenarien 54-60)** zeigt eine deutliche Veränderung der Wachstumskurve bei der Erhöhung um mehr als 20%. **(c und d)** Veränderungen der Mortalität von **Jährlingen** beeinflussen den Verlauf der simulierten Bestandsgröße, wie ein Vergleich der gemittelten Kurven zeigt **(c: Szenarien 9-23)**. Eine Erhöhung der Mortalität durch eine potenzielle Entnahme eines Prozentsatzes **(d: Szenarien 61-67)** zeigt eine Veränderung der Wachstumskurve.

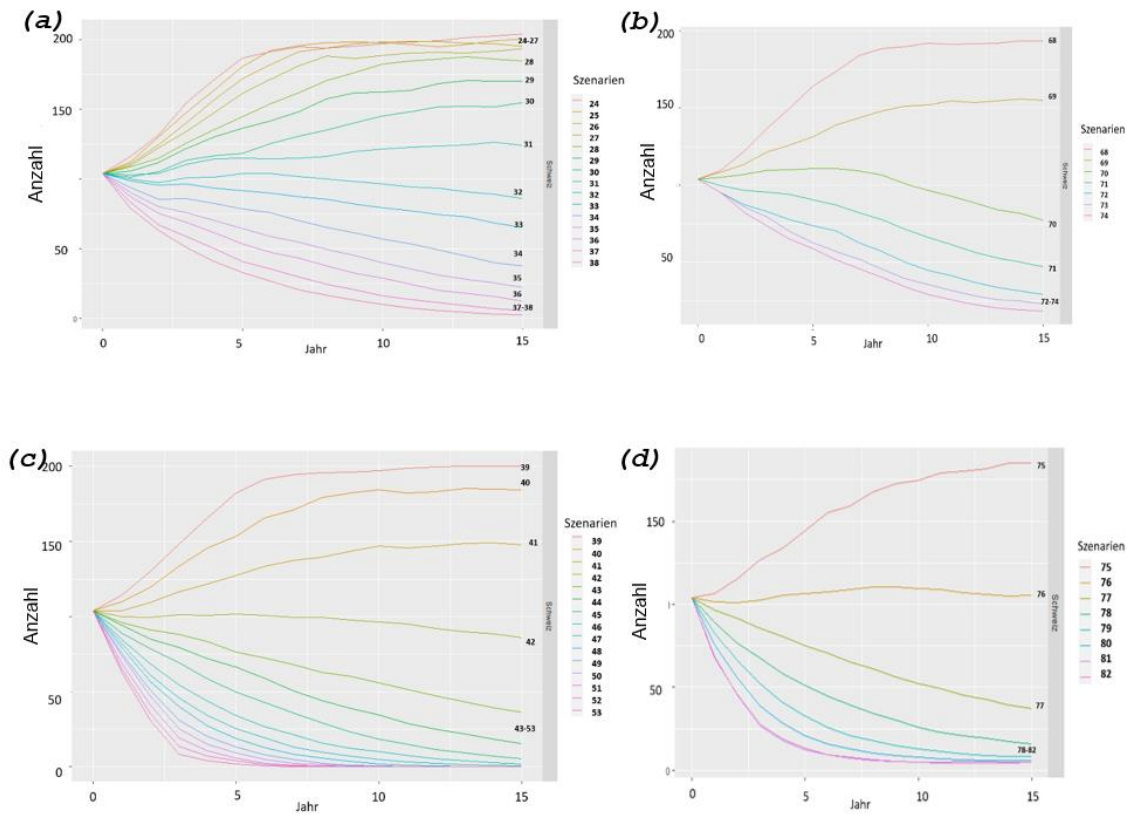


Abbildung 13: **(a und b)** Bestandsentwicklung und Auswirkungen verschiedener Mortalitätswerte von **Subadulten** auf den Wolfsbestand in der Schweiz (CH). Veränderungen der Mortalität von Subadulten beeinflussen den Verlauf der simulierten Bestandsgröße wie ein Vergleich der gemittelten Kurven zeigt (**a**: Szenarien 24-38). Eine Erhöhung der Mortalität durch eine potenzielle Entnahme eines Prozentsatzes von Subadulten (**b**: Szenarien 68-74) zeigt eine deutliche Veränderung der Wachstumskurve. **(c und d)** Bestandsentwicklung und Auswirkungen verschiedener Mortalitätswerte von **adulten Tieren** auf den Wolfsbestand in der Schweiz (CH). Veränderungen der Mortalität von Adulten beeinflussen den Verlauf der simulierten Bestandsgröße wie ein Vergleich der gemittelten Kurven zeigt (**c**: Szenarien 39-53). Eine Erhöhung der Mortalität durch eine potenzielle Entnahme eines Prozentsatzes (**d**: Szenarien 75-82) zeigt eine deutliche negative Veränderung der Wachstumskurve.

2.6.5. ERGEBNISSE – KATASTROPHEN

Im Rahmen der Sensitivitätstests zu Katastrophen wurden jeweils 37 Szenarien (Tabellen 11 und 12) für die Schweiz (Abbildung 14a) und den gesamten Alpenraum (Abbildung 14b) berechnet und folgende Parameter analysiert:

Schweregrad (Reduktion der Reproduktion): Intensität, mit der sich die Katastrophe (sofern sie eintritt, siehe Frequenz) auf den Prozentsatz reproduzierender Weibchen auswirkt. Ein Wert von 1 bedeutet hierbei, dass die Katastrophe keine Auswirkung hat. Je geringer der Wert, desto stärker die Auswirkung. Ein Wert von 0,2 würde bedeuten, dass nur 20% der unter "normalen" Bedingungen (siehe DS) reproduzierenden Weibchen tatsächlich Welpen zur Welt bringt.

Schweregrad (Erhöhung der Mortalität): Intensität, mit der sich die Katastrophe (sofern sie eintritt, siehe Frequenz) auf die Mortalität der einzelnen Lebensstadien auswirkt. Ein Wert von 1 bedeutet hierbei, dass die Katastrophe keine Auswirkung hat. Je geringer der Wert, desto stärker die Auswirkung. Ein Wert von 0,2 würde bedeuten, dass die Mortalität des jeweiligen Lebensstadiums um weitere 80% erhöht ist, ausgehend vom jeweiligen Wert im DS.

Frequenz der Katastrophe: eine Frequenz von 30 bedeutet, dass Katastrophen mit 30%iger Wahrscheinlichkeit in einer Wiederholung der Simulation eintreten.

Die Ausprägung eines jeden Parameters (Frequenz und Schwere der Katastrophe) wurde der Reihe nach verändert, um den Effekt auf die Gesamtanzahl an Individuen nach 15 Jahren untersuchen zu können (Tabellen 11 und 12; Abbildung 14). Die Grundparameter, also die jeweiligen Sensitivitätsvariablen (SV) (Tabelle 11) wurden unter diversen Ausprägungen variiert. Es wurden jeweils alle Parameter konstant gehalten während ein im Fokus stehender Parameter verändert wurden (Tabelle 12).

Tabelle 11: Zusammenfassung der Parameter für die Sensitivitätstests von Katastrophen und die Variationen. SV=Sensitivitätsvariable.

Parameter- bezeichnung	Parameterbeschreibung	Ausprägung (Default)	Ausprägung (Variation)	Änderung um:
SV1	Katastrophen (Reproduktion reduziert)	0,5	0-1	0,1
SV2	Katastrophen (Mortalität erhöht)	0,5	0-1	0,1
SV3	Katastrophen (Frequenz)	1	2-30	2

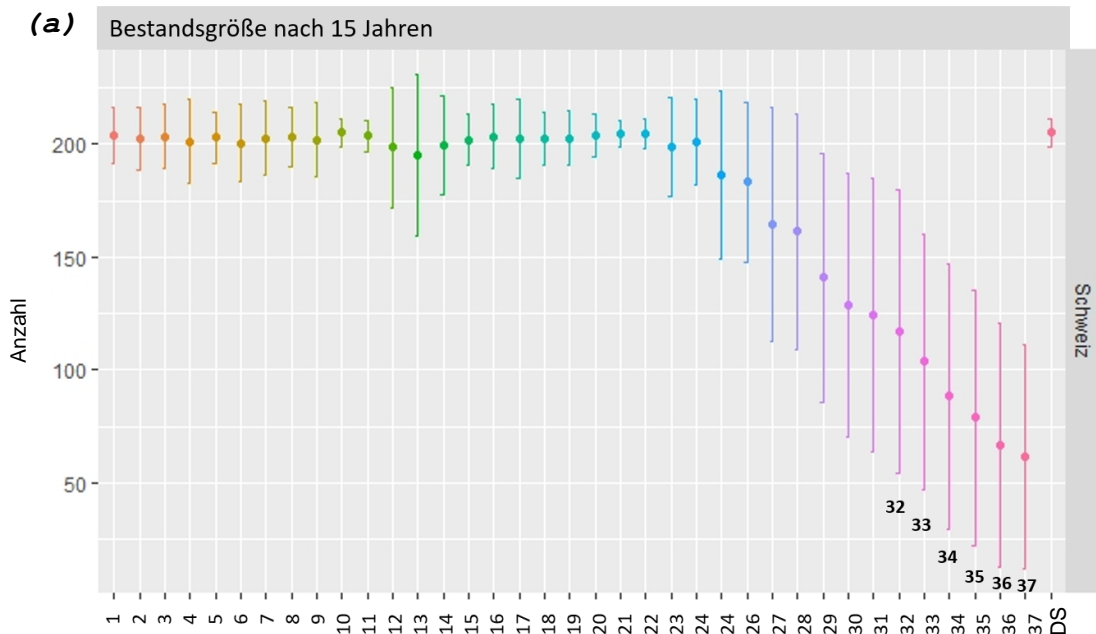
Tabelle 12: Überblick über die im Rahmen der Sensitivitätstests generierten 37 Simulationen für den Bestand Schweiz und den gesamten Alpenraum zur Abschätzung der Effekte von Katastrophen im Vergleich zum Standardszenario (DS). Simulationen unterscheiden sich über die Ausprägung der angeführten Parameter. Grau hinterlegt ist jeweils der veränderte Parameter; die fett markierten Szenarien weisen signifikante Unterschiede der Bestandsgröße der Schweiz nach 15 Jahren im paarweisen Test zum Vergleich des DS auf. Mit Stern* markierte Zeilen sind signifikante Ergebnisse der Simulationen für den Gesamtbestand der Alpen (ALPG). SV=Sensitivitätsvariable.

Szenario	SV1	SV2	SV3
DS_Sensitivity_KATa(DS)	0,5	0,5	1
DS_Sensitivity_KATa(1)	0	0,5	1
DS_Sensitivity_KATa(2)	0,1	0,5	1
DS_Sensitivity_KATa(3)	0,2	0,5	1
DS_Sensitivity_KATa(4)	0,3	0,5	1
DS_Sensitivity_KATa(5)	0,4	0,5	1
DS_Sensitivity_KATa(6)	0,5	0,5	1
DS_Sensitivity_KATa(7)	0,6	0,5	1
DS_Sensitivity_KATa(8)	0,7	0,5	1
DS_Sensitivity_KATa(9)	0,8	0,5	1
DS_Sensitivity_KATa(10)	0,9	0,5	1
DS_Sensitivity_KATa(11)	1	0,5	1
DS_Sensitivity_KATa(12)	0,5	0	1
DS_Sensitivity_KATa(13)	0,5	0,1	1
DS_Sensitivity_KATa(14)	0,5	0,2	1
DS_Sensitivity_KATa(15)	0,5	0,3	1
DS_Sensitivity_KATa(16)	0,5	0,4	1
DS_Sensitivity_KATa(17)	0,5	0,5	1
DS_Sensitivity_KATa(18)	0,5	0,6	1
DS_Sensitivity_KATa(19)	0,5	0,7	1
DS_Sensitivity_KATa(20)	0,5	0,8	1
DS_Sensitivity_KATa(21)	0,5	0,9	1
DS_Sensitivity_KATa(22)	0,5	1	1
DS_Sensitivity_KATa(23)	0,5	0,5	2
DS_Sensitivity_KATa(24)	0,5	0,5	4
DS_Sensitivity_KATa(25)	0,5	0,5	6
DS_Sensitivity_KATa(26)	0,5	0,5	8
DS_Sensitivity_KATa(27)	0,5	0,5	10
DS_Sensitivity_KATa(28)	0,5	0,5	12
DS_Sensitivity_KATa(29)	0,5	0,5	14
DS_Sensitivity_KATa(30)	0,5	0,5	16

DS_Sensitivity_KATa(31)	0,5	0,5	18
DS_Sensitivity_KATa(32)	0,5	0,5	20
DS_Sensitivity_KATa(33)	0,5	0,5	22
DS_Sensitivity_KATa(34)*	0,5	0,5	24
DS_Sensitivity_KATa(35)*	0,5	0,5	26
DS_Sensitivity_KATa(36)*	0,5	0,5	28
DS_Sensitivity_KATa(37)*	0,5	0,5	30

Simulierte Katastrophen beeinflussten die Wachstumskurven der Wolfsbestände in der Schweiz und im gesamten Alpenraum negativ. Die Auswirkungen wurden hierbei durch die Frequenz und Schwere der Katastrophen geprägt.

Vor allem eine Erhöhung der Frequenz (also der jährlichen Eintrittswahrscheinlichkeit einer Katastrophe) von 1% (DS) auf über 20% (Szenarien 32-37) führte zu einem signifikant geringeren Bestand nach 15 Jahren (Abbildungen 14a und 15) und die Erhöhung der Frequenz im gesamten Alpenraum führt ab einer Frequenz von 24% (Szenarien 34-37) zu signifikanten Rückgängen (Abbildung 14b). Dies bestätigt, dass bei einem größeren Bestand potenziell mehr Resilienz gegenüber Katastrophen besteht.



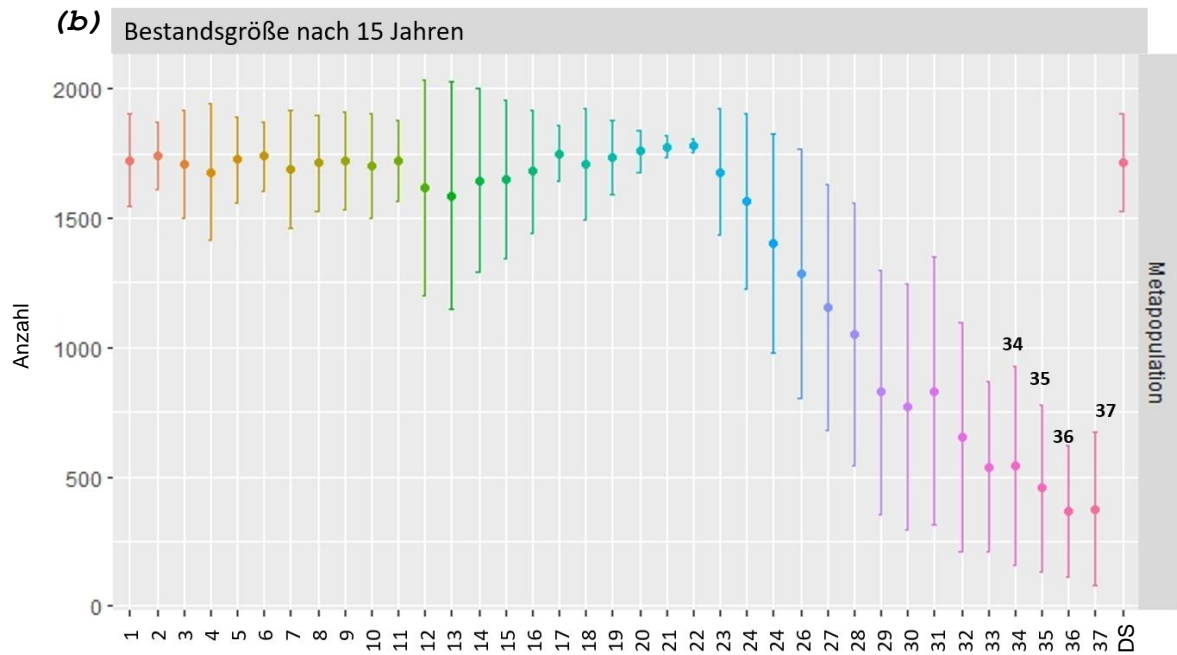


Abbildung 14: Auswirkungen der Simulationen von Katastrophen auf den Wolfsbestand in der **Schweiz (CH)** (a) und dem **gesamten Alpenbestand (ALPG=Metapopulation)** (b) ausgedrückt über die Gesamtanzahl an Individuen nach 15 Jahren. Zahlen kennzeichnen jene Simulationen, welche sich signifikant vom Standardszenario (DS) unterscheiden. Punkte symbolisieren berechnete Mittelwerte, Balken kennzeichnen die Standardabweichung vom jeweiligen Mittelwert.

Die Simulation von Katastrophen ist vor allem wichtig, wenn die tatsächliche Frequenz unbekannt ist (Coulson et al. 2001). Managementstrategien können entwickelt werden, um dann im Falle des Bekanntwerdens realer Katastrophen schnell reagieren zu können. Aufgrund der großen Variation und der damit verbundenen schweren Abschätzung von Katastrophen können Effekte nur beispielhaft simuliert werden. Diese Auswirkungen werden insbesondere durch die Häufigkeit und die Intensität, mit der Katastrophen eintreten, bestimmt. Abhängig vom Schweregrad können Einzelereignisse bereits drastische Auswirkungen haben und theoretisch zum (lokalen) Aussterben von Beständen führen. Bei der Betrachtung von kleinräumigen, häufigen Ereignissen auf einer größeren räumlichen Bezugsebene eignen sich insbesondere räumlich-explicite Modelle, um die Dynamiken und Wechselwirkungen zwischen lokalen Beständen zu analysieren. Solche Modelle können beispielsweise dabei helfen, die Ausbreitung von Krankheiten (z.B. Räude, wie bereits in Italien beobachtet; Di Sabatino et al. 2014) auf nationaler oder internationaler Ebene zu untersuchen.

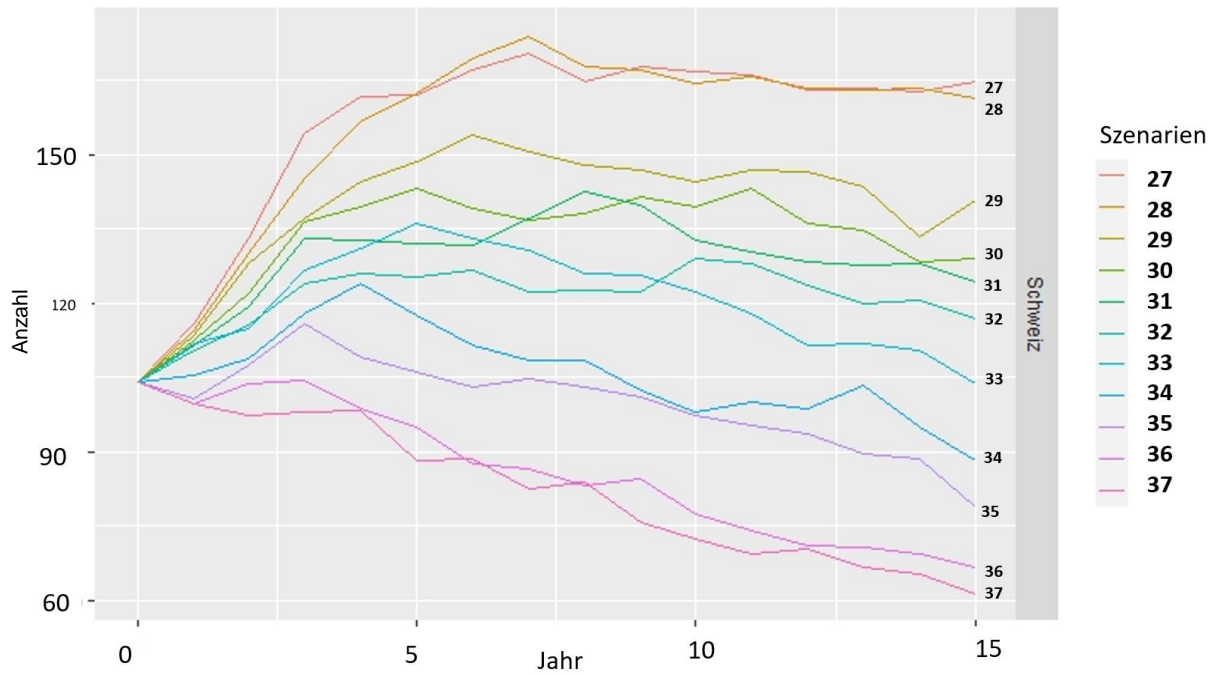


Abbildung 15: Bestandsentwicklung und Auswirkungen der Simulationen von Katastrophen auf den Wolfsbestand in der Schweiz. Eine Erhöhung des Wertes der Frequenz beeinflussen den Verlauf der simulierten Bestandsgröße deutlich, wie ein Vergleich der gemittelten Kurven zeigt.

2.6.6. ERGEBNISSE – *DISPERSAL*

Im Rahmen der Sensitivitätstests zu *Dispersal* wurden 33 Szenarien (Tabellen 13 und 14) berechnet mit jeweils Variationen des %-Anteils Ab- oder Zuwandernder Wölfe nach bzw. aus dem Bestand der Schweiz. Die Grundparameter, also die jeweiligen Sensitivitätsvariablen (SV) (Tabelle 13) wurden unter diversen Ausprägungen variiert. Es wurden jeweils alle Parameter konstant gehalten während ein im Fokus stehender Parameter verändert wurde (Tabelle 14).

Tabelle 13: Zusammenfassung der Parameter für die Sensitivitätstests von *Dispersal*. SV=Sensitivitätsvariable.

Parameterbezeichnung	Parameterbeschreibung	Ausprägung (Default)	Ausprägung (Variation)	Änderung um:
SV1	Prozentsatz abwandernder Individuen pro Jahr (aus CH)	0,2	0-10	1
SV2	Prozentsatz zuwandernder Individuen pro Jahr (nach CH aus ALP)	0,4	0-10	1
SV3	Supplement nach CH (Individuenanzahl)	1	50	5

Tabelle 14: Überblick über die im Rahmen der Sensitivitätstests generierten 33 Simulationen für den Bestand Schweiz zur Abschätzung der Effekte von *Dispersal* im Vergleich zum Standardszenario (DS). Simulationen unterscheiden sich über die Ausprägung der angeführten Parameter. Grau hinterlegt ist jeweils der veränderte Parameter; die fett markierten Szenarien weisen signifikante Unterschiede der Bestandsgröße der Schweiz nach 15 Jahren im paarweisen Test zum Vergleich des Standardszenarios (DS) auf. SV=Sensitivitätsvariable.

Szenario	SV1	SV2	SV3
DS_Sensitivity_disp(DS)	0,2	0,4	1
DS_Sensitivity_disp(1)	0	0,4	1
DS_Sensitivity_disp(2)	1	0,4	1
DS_Sensitivity_disp(3)	2	0,4	1
DS_Sensitivity_disp(4)	3	0,4	1
DS_Sensitivity_disp(5)	4	0,4	1
DS_Sensitivity_disp(6)	5	0,4	1
DS_Sensitivity_disp(7)	6	0,4	1
DS_Sensitivity_disp(8)	7	0,4	1
DS_Sensitivity_disp(9)	8	0,4	1
DS_Sensitivity_disp(10)	9	0,4	1
DS_Sensitivity_disp(11)	10	0,4	1
DS_Sensitivity_disp(12)	0,2	0	1
DS_Sensitivity_disp(13)	0,2	1	1

DS_Sensitivity_disp(14)	0,2	2	1
DS_Sensitivity_disp(15)	0,2	3	1
DS_Sensitivity_disp(16)	0,2	4	1
DS_Sensitivity_disp(17)	0,2	5	1
DS_Sensitivity_disp(18)	0,2	6	1
DS_Sensitivity_disp(19)	0,2	7	1
DS_Sensitivity_disp(20)	0,2	8	1
DS_Sensitivity_disp(21)	0,2	9	1
DS_Sensitivity_disp(22)	0,2	10	1
DS_Sensitivity_disp(23)	0,2	0,4	0
DS_Sensitivity_disp(24)	0,2	0,4	5
DS_Sensitivity_disp(25)	0,2	0,4	10
DS_Sensitivity_disp(26)	0,2	0,4	15
DS_Sensitivity_disp(27)	0,2	0,4	20
DS_Sensitivity_disp(28)	0,2	0,4	25
DS_Sensitivity_disp(29)	0,2	0,4	30
DS_Sensitivity_disp(30)	0,2	0,4	35
DS_Sensitivity_disp(31)	0,2	0,4	40
DS_Sensitivity_disp(32)	0,2	0,4	45
DS_Sensitivity_disp(33)	0,2	0,4	50

Der jährliche Prozentsatz abwandernder Individuen (von CH nach ALPexCH) zeigt bei keinem der Szenarien einen signifikanten Einfluss auf die Gesamtanzahl an Individuen in CH nach 15 Jahren. Bei den Szenarien erhöhter Zuwanderung aus den Alpen in die Schweiz zeigt sich eine frühere Erreichung der Kapazitätsgrenze und für den Bestand der Alpen eine signifikante Änderung des Bestandes in den Szenarien 9-12 nach 15 Jahren (Abbildung 16).

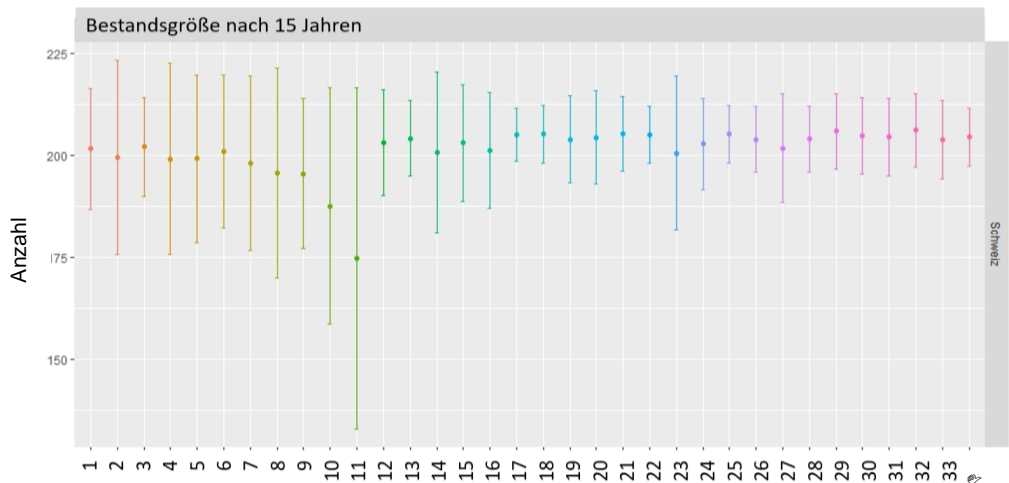


Abbildung 16: Auswirkungen der Simulationen von veränderten Ab- oder Zuwanderungen (aus und von Nachbarbeständen) auf den Wolfsbestand in der Schweiz ausgedrückt über die Gesamtanzahl an Individuen nach 15 Jahren. Zahlen kennzeichnen jene Simulationen, welche sich signifikant vom Standardszenario (DS) unterscheiden. Punkte symbolisieren berechnete Mittelwerte, Balken kennzeichnen die Standardabweichung vom jeweiligen Mittelwert.

Austausch zwischen Beständen ist ein wesentlicher Faktor, sowohl in der Bestandsentwicklung als auch für die genetische Diversität. Wie die simulierte Entwicklung in den Szenarien 2 bis 11 zeigt (Abbildung 17), ist *Dispersal* bzw. in diesem Fall besonders die Immigration in die Schweiz (Abbildung 17b) (erwartungsgemäß) ein wichtiger Faktor, welcher zum Wachstum des Bestands beiträgt und schon innerhalb kürzerer Zeit (als im DS) die Kapazitätsgrenze erreicht werden kann. Im Vergleich zu den Faktoren Reproduktion und Mortalität wird *Dispersal* sowohl in aktuellem Monitoring, als auch in vorhandener Literatur eher wenig berücksichtigt. Aus diesem Grund wurden eigene Schätzwerte angegeben, welche in Zukunft, bei besserer Kenntnis der Immigrationsraten, als Vergleichswerte herangezogen werden können. Veränderungen des simulierten Austausches zwischen den Wolfsbeständen in der Schweiz und den restlichen Alpen verdeutlichten den Einfluss dieses Parameters. Im DS ist ein konstanter Austausch von 0,4% aus ALPexCH in die Schweiz und 0,2% aus CH nach ALPexCH implementiert. Die Erhöhung der Abwanderung (auf 10%) aus CH zog ein deutlich langsames Wachstum in CH nach sich (Abbildung 17a) und umgekehrt wurde ein deutlich schnelleres Wachstum erfasst.

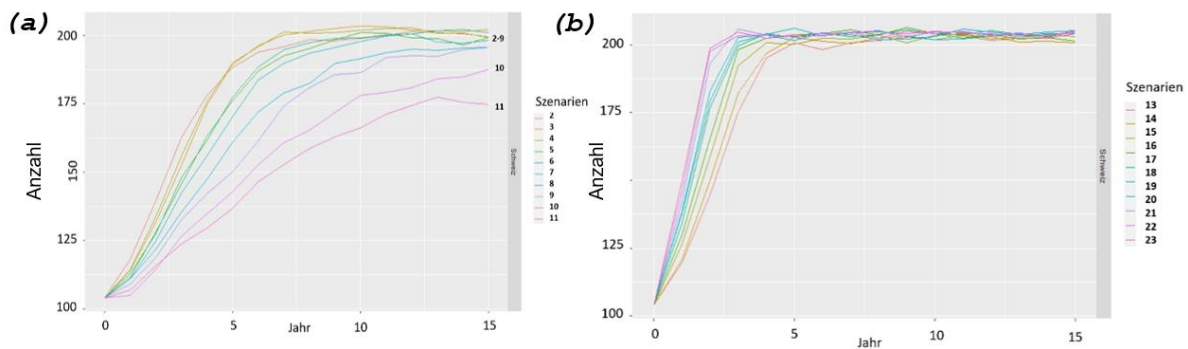


Abbildung 17: Die Stärke der Wolfs-Abwanderung aus der Schweiz (a) sowie die Wolfs-Immigration in die Schweiz (b) beeinflusst deren Wachstumskurven. Im Standardszenario (DS) findet ein konstanter jährlicher Austausch von 0,4% von ALPexCH nach CH und 0,2% von CH nach ALPexCH statt. Eine Erhöhte Abwanderung führt zu einer Abflachung der Wachstumskurve (a). Eine Erhöhung der prozentualen Immigration führt zu einem deutlichen Anstieg der Wachstumskurve in der Schweiz (b).

Wichtig ist die Unterscheidung zwischen *Dispersal* und Genfluss, denn Genfluss setzt eine erfolgreiche Reproduktion der immigrierenden Individuen voraus. So kann trotz hoher nachgewiesener Dispersionsraten kein oder nur wenig Genfluss bestehen, wenn die wandernden Individuen nicht in die Reproduktionsgemeinschaft aufgenommen werden. Immigrierende Individuen müssen somit ein Rudel in einem unbesetzten Territorium neu gründen oder ein bestehendes Rudel übernehmen. Ein

genetischer Austausch zwischen Teilpopulationen durch *Dispersal* ist damit Voraussetzung für das langfristige Bestehen von Metapopulationen.

Im Verlauf vorliegender Studie zeigte sich *Dispersal* als ein entscheidender Faktor, welcher sich auf weitere Parameter signifikant auswirken kann. Erhöhte Wolfs-Immigration aus umliegenden Beständen würde hohe Mortalität oder Entnahme zu einem großen Teil sogar ausgleichen. **In zusätzlichen 104 Szenarien** wurde deshalb als Extrem-Beispiel gezeigt, wie sich eine 4%ige Immigration (Achtung: es handelt sich zum jetzigen Zeitpunkt um unrealistische Werte, da es in der Simulation etwa 40 zusätzliche Individuen pro Jahr bedeuten würde, bzw. jedes Jahr dann entsprechend mehr) aus den benachbarten Beständen in die Schweiz, auswirken würde (Abbildungen 18 und 19).

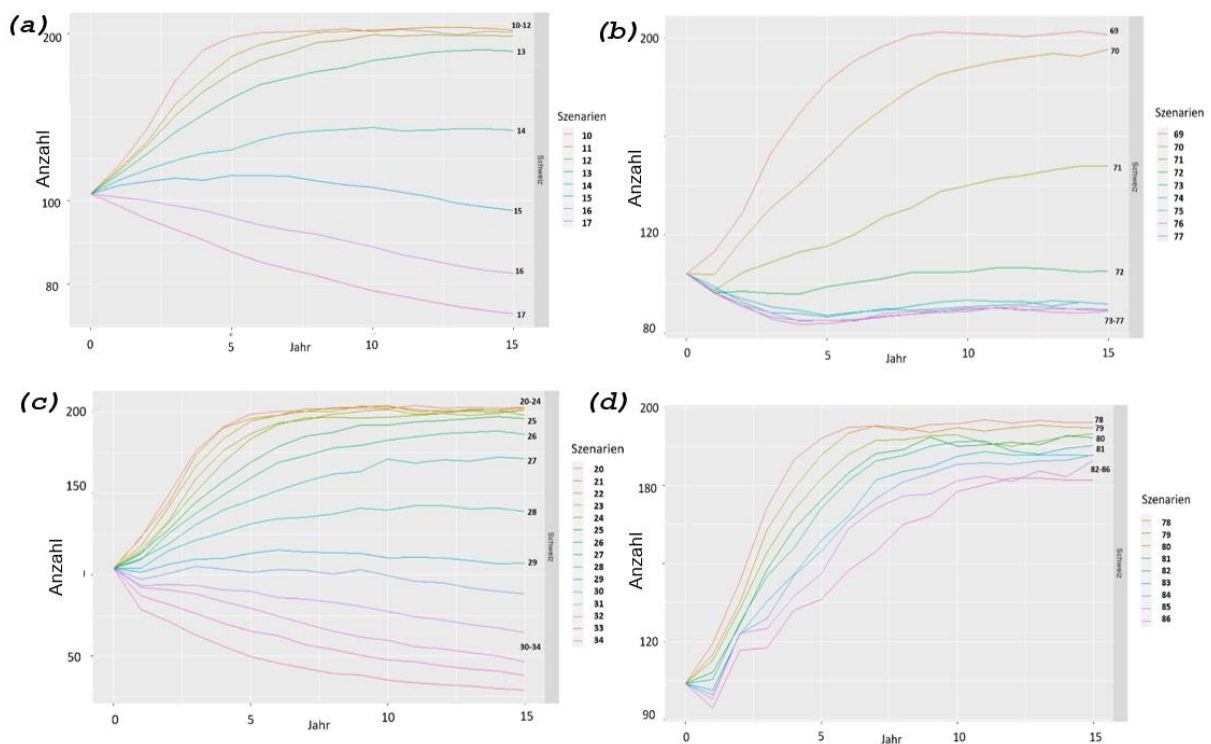


Abbildung 18: Bei Annahme einer Wolfs-Immigrationsrate von 4% aus ALPG nach CH, zeigt sich die Wichtigkeit des Parameters „Dispersal“. Im Vergleich zum Standardszenario (DS) in welchem eine Rate von 0,4% als realistischer Immigrationswert und 0,2% als Emmigrationswert gewählt wurde sind die hier dargestellten Bestandsentwicklungen bei erhöhter Mortalität oder Entnahme vor allem durch die hohe Immigration geprägt (welche Faktoren wie Mortalität ausgleichen). Erhöhte Mortalität oder potenzielle Maßnahmen wirken sich bei hoher Immigration weit weniger aus – als es beispielsweise im DS der Fall ist. **(a und b)** Bestandsentwicklung und Auswirkungen der Simulationen von Mortalität der **Welpen** auf den Wolfsbestand in der Schweiz (CH). Veränderungen der Mortalität von Welpen beeinflussen den Verlauf der simulierten Bestandsgröße, wie ein Vergleich der gemittelten Kurven zeigt (**a**: Szenarien 10-17). Eine Erhöhung der Mortalität durch eine potenzielle Entnahme eines Prozentsatzes (**b**: Szenarien 69-77) zeigt eine deutliche Veränderung der Wachstumskurve bei der Erhöhung um mehr als 30% (Szenarien 71-77). **(c und d)** Veränderungen der Mortalität von **Jährlingen** beeinflussen den Verlauf der simulierten Bestandsgröße, wie ein Vergleich der gemittelten Kurven zeigt (**c**: Szenarien 20-34). Eine Erhöhung der Mortalität durch eine potenzielle Entnahme eines Prozentsatzes (**d**: Szenarien 78-86) zeigt eine Veränderung der Wachstumskurve.

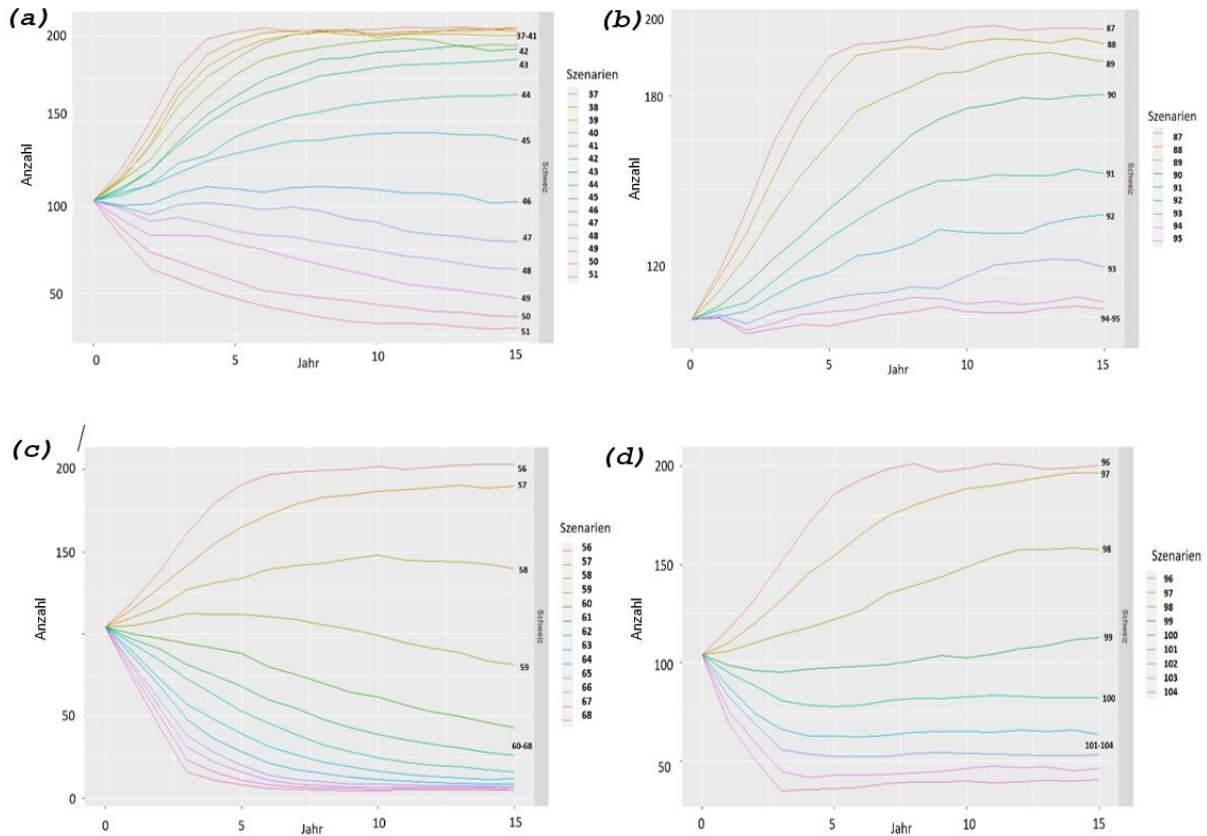


Abbildung 19: Bei Annahme einer Wolfs-Immigrationsrate von 4% aus ALPG nach CH, zeigt sich die Wichtigkeit des Parameters „Dispersal“. Im Vergleich zum Standardszenario (DS) in welchem eine Rate von 0,4% als realistischer Immigrationswert und 0,2% als Emmigrationswert gewählt wurde sind die hier dargestellten Bestandsentwicklungen bei erhöhter Mortalität oder Entnahme vor allem durch die sehr hohe Immigration geprägt. Erhöhte Mortalität oder potenzielle Maßnahmen wirken sich bei sehr hoher Immigration weit weniger aus – als es beispielsweise im DS der Fall ist. **(a und b)** Bestandsentwicklung und Auswirkungen der Simulationen von Mortalität von **Subadulten** auf den Wolfsbestand in der Schweiz (CH). Veränderungen der Mortalität von Subadulten beeinflussen den Verlauf der simulierten Bestandsgröße wie ein Vergleich der gemittelten Kurven zeigt (**a**: Szenarien 37-51). Eine Erhöhung der Mortalität durch eine potenzielle Entnahme eines Prozentsatzes von Subadulten (**b**: Szenarien 87-95) zeigt eine deutliche Veränderung der Wachstumskurve. **(c und d)** Bestandsentwicklung und Auswirkungen der Simulationen von Mortalität von **adulten Tieren** auf den Wolfsbestand in der Schweiz (CH). Veränderungen der Mortalität von Adulten beeinflussen den Verlauf der simulierten Bestandsgröße wie ein Vergleich der gemittelten Kurven zeigt (**c**: Szenarien 56-68). Eine Erhöhung der Mortalität durch eine potenzielle Entnahme eines Prozentsatzes (**d**: Szenarien 96-104) zeigt eine deutliche negative Veränderung der Wachstumskurve.

2.7. DISKUSSION DER POPULATIONSGEFÄHRDUNGSANALYSE

In der vorliegenden Studie wurde der Wolfsbestand in der Schweiz (CH) sowie im gesamten Alpenraum (ALPG) ausgehend vom Jahr 2021 bis zum Jahr 2036 simuliert. Dabei wurden insgesamt 439 Szenarien herangezogen, welche die Auswirkungen verschiedener Gegebenheiten und Variationen auf den Endbestand beschreiben. Die im Rahmen der Sensitivitätstests durchgeführten Szenarien wurden aufgrund der Stochastizität der Effekte jeweils 100 Mal wiederholt simuliert. Damit ergeben sich 44.800 einzelne Simulationen, wobei diese die Bestände von 2021 bis 2036 jährlich verfolgen und analysieren. Um die Gegebenheiten alle gleichzeitig und in Summe bestmöglich zu modellieren, wurde eine altersbasierte PVA erstellt, in Anlehnung an ein Lebenszyklusmodell (IWJ 2022). Die Individuen des Ausgangsbestands im Jahr 2021 basieren auf der tatsächlich nachgewiesenen (lebenden) Individuenanzahl des CH-Wolfsbestands. Die demographischen Eingangsparameter wurden aus Literaturwerten und Modellierungen der vorhandenen Datenlage des Wolfsmonitorings erzeugt.

Die Sensitivitätstests wurden durchgeführt, um Effekte der Eingangsparameter der Simulation auf die Wolfsbestände in CH und in ALPG zu evaluieren. Dabei wurden dafür die 438 Simulationen dem Standardszenario (DS) gegenübergestellt. Zusammenfassend basieren die Ergebnisse der vorliegenden Studie also auf einer sehr detailliert angepassten Populationsgefährdungsanalyse.

Generell eignet sich für die Modellierung von Wolfsbeständen ein individuenbasiertes Modell besonders gut, welches daher im Rahmen der vorliegenden Studie eingesetzt wurde. Es ermöglicht die Abbildung der Variabilität der einzelnen Individuen in ihrer *life history*. Ereignisse wie z.B. Dispersion und die Gründung eines neuen Rudels prägen hierbei die gesamte Bestandsdynamik. Mit Hilfe des Programms Vortex wurden unter sehr unterschiedlichen Grundvoraussetzungen altersbasierte PVAs zu Wolfsbeständen beispielsweise aus Skandinavien, Finnland und Amerika simuliert (Nilsson 2003; Bruford 2015; Miller 2017; Carroll et al. 2019). Nilsson (2003) schätzte etwa mit Vortex das Aussterberisiko für Wölfe in einem 1.000-jährigen Zeitrahmen und untersuchte die genetischen Auswirkungen. Carroll et al. (2019) untersuchten die besonders kleine Bestände von mexikanischen Wölfen, welche von einem möglichen *Dispersal* zum Teil ausgenommen waren, was besondere Bedingungen für eine Simulation bedeutet. Die erwähnten Modelle sind deshalb nur bedingt vergleichbar. Da es bisher keine (dem Autorenteam bekannten) PVAs für Wölfe in der Schweiz gibt, sind hierzu keine konkreten Vergleiche möglich. Aus direkt angrenzenden Regionen gibt es beispielsweise aus Frankreich umfangreiche Studien über den Wolfsbestand (Marescot et al. 2011, 2012; Duchamp et al. 2017; Bauduin et al. 2020). Die Ergebnisse dieser Studien flossen im Laufe der vorliegenden Studie in diverse Überlegungen mit ein und boten damit erste Anhaltspunkte.

2.7.1. NOTWENDIGE VORSICHT BEI INTERPRETATIONEN

Es gibt viele Beispiele für die Verwendung von PVAs bei der Festlegung von Naturschutzziele (Carroll et al. 2006). Hiermit einhergehende Vorbehalte müssen ebenso berücksichtigt werden (Linnell et al. 2008). Vor allem Schlussfolgerungen sollten mit Bedacht interpretiert werden, da Modellergebnisse stark von deren zugrundeliegenden Annahmen abhängen. Jedoch können Modellierungen durch ihre klaren Annahmen eine gute Basis zur Weiterentwicklung und Verfeinerung dienen. PVAs können durchaus divergierende Ergebnisse liefern, welche sowohl von den Eingabeparametern als auch von der Interpretation der Parameter-Unsicherheit abhängen. So werden z.B. akzeptable Risiken (beispielsweise des Aussterbens einer Art) mit unterschiedlichen Schwellenwerten gehandhabt (Carroll et al. 2019). Es bedarf deshalb generell einer kontinuierlichen Aktualisierung relevanter demographischer und genetischer Parameter (Flather et al. 2011). Es sollte ebenso beachtet werden, dass das DS als eine bestmögliche Annäherung verstanden werden kann, es aber keinen Anspruch auf die exakte Abbildung der aktuellen Gegebenheiten hat. Aufgrund voranschreitender Entwicklungen, der vorhandenen Eingangsdaten und unvorhergesehener Einflüsse auf den Schweizer Wolfsbestand kann die reale Bestandsdynamik natürlich vom DS abweichen. Die Eingangsparameter können deshalb nicht als fix gegebene Werte für den aktuellen Bestand in der Schweiz interpretiert werden. Die vorliegende Simulation mit den getätigten Annahmen soll demnach als Prognose, offen für Weiterentwicklung, gesehen werden. Einen einzigen absoluten Wert beispielsweise aus Berechnungen der effektiven Populationsgrößen einer Population anzugeben, ist nicht zulässig (Chapron et al. 2012), da die Dynamiken innerhalb einer Wolfspopulation vielen Störfaktoren unterliegen, welche man nur schwer antizipieren kann.

Darüber hinaus beruht eine PVA immer auf der Annahme, dass aus der Vergangenheit Aussagen für die Zukunft möglich sind – was zum Teil sicherlich stimmt, aber nicht in absoluten Zahlen festgemacht werden sollte (Chapron et al. 2012). Je nach Region herrschen große Einflüsse menschlicher Aktivitäten auf die Populationsdynamik, die Nahrungsverfügbarkeit und das Habitat von Wölfen (Reinhardt et al. 2019; Kramer-Schadt et al. 2020; Viola et al. 2021). Auch potenzielle Naturkatastrophen (wie etwa Wasserverknappung) oder auch verheerende Krankheiten innerhalb des Bestands können nicht antizipiert werden.

2.7.2. GENETISCHE EFFEKTE

Generell ist es neben konstantem Monitoring und intensiver Forschung zu Mortalitätsfaktoren sehr wichtig, in Populationsgefährdungsanalysen auch genetische Effekte mit einfließen zu lassen beziehungsweise die Ergebnisse von Simulationen nicht nur anhand der Populationsgröße, sondern auch anhand der genetischen Diversität und Inzucht zu bewerten. Entsprechende Daten standen der vorliegenden Studie nicht zur Verfügung. Aus diesem Grund empfiehlt sich in weiteren Schritten die Ergebnisse des genetischen Wolfsmonitorings in der Schweiz in einer zukünftigen PVA zu integrieren (Lacy & Pollak 2021; IWJ 2022). Generell beschreibt die genetische Diversität einer Population oder Art deren adaptives Potential und stellt somit einen wesentlichen Faktor im langfristigen Überleben unter sich ändernden

Umweltbedingungen dar (Frankham et al. 2010). Langfristig überlebensfähige Populationen sind demnach groß genug, um genetische Diversität zu erhalten. Letztere wird dabei vor allem durch zwei Prozesse negativ beeinflusst, nämlich von der genetischen Drift sowie von Inzucht. Die genetische Drift bezeichnet die Veränderung des Genpools (der Allelfrequenzen) über die Generationen, bedingt u.a. durch die zufällige Vererbung von Allelen. Effekte der genetischen Drift wirken sich deshalb stärker aus, je kleiner die Population ist. Inzucht hingegen bezeichnet die Verpaarung und Erzeugung von Nachwuchs von genetisch verwandten Individuen (Allendorf et al. 2013). Negative Effekte (sogenannte Inzuchtdepressionen) entstehen dabei durch den Anstieg der Homozygotie und damit der Frequenz schädlicher Allele in den nachkommenden Generationen. Während der Verlust genetischer Vielfalt das Potential zur Anpassung an sich ändernde Umweltbedingungen einschränkt, können Inzuchtdepressionen direkt negative Auswirkungen auf die Fitness (vor allem auf die Überlebenswahrscheinlichkeit und den Reproduktionserfolg) der betroffenen Individuen haben. Besonders kleine Populationen sind von den Effekten der Genetischen Drift und der Inzucht betroffen (Frankham et al. 2010). Aber auch Populationen mit drastischen demographischen Veränderungen können wesentlich in ihrer langfristigen Überlebens-wahrscheinlichkeit beeinflusst sein. Viele europäische Wolfspopulationen erholen sich von sogenannten genetischen Flaschenhälsen (= Reduktion auf nur wenige überlebende Individuen, auf welche der gesamte rezente Bestand zurückgeht) oder gehen auf einzelne Einwanderungsereignisse aus umliegenden Populationen zurück. Beispielsweise erholt sich der finnische Bestand von einer fast gänzlichen Ausrottung seit Mitte der 1990er (Jansson et al. 2012). Auch der skandinavische Bestand war funktionell ausgestorben (so stark reduziert, dass kein eigenständiges Überleben möglich war) und erst 1983 fand eine Wiederbesiedlung statt (Åkesson et al. 2016). An diesen Beispielen zeigen sich exemplarisch die Probleme von erhöhter Inzucht und verringerter genetischer Diversität, die mit kleinen initialen Populationsgrößen auch in Phasen exponentiellen Wachstums einhergehen. In der Schweiz wurden bereits Individuen aus drei Herkunftspopulationen bestätigt (Vogt et al. 2020; KORA 2022⁶) Aufgrund der Zufälligkeit der Effekte (demographische Parameter wie Reproduktion und Mortalität, genetische Drift, Inzucht) werden komplexe Modelle notwendig, um Simulationen in die Zukunft anstellen zu können. Da Inzuchtdepressionen direkt auf die Fitness einzelner Individuen einwirken, ist die Berücksichtigung dieser Effekte für moderne individuenbasierte Modelle empfehlenswert (Frankham et al. 2014).

⁶ <https://kora.ch/arten/wolf/verbreitung/>

3. WOLFSMANAGEMENT IN DER SCHWEIZ

Im Konzept Wolf Schweiz sind die Grundsätze zum Wolfsmanagement zusammengestellt (BAFU 2016). Artenschutz, Verhütung von Schäden und Koordination von Maßnahmen wird hier sehr hoch gewichtet. Für das Management der Großraubtiere (Bär, Luchs und Wolf) wird die Schweiz in Haupt- und Teil-Kompartimente eingeteilt, welche aus mehreren Kantonen oder Teilen davon bestehen (Anhang 2 in BAFU 2016). Pro Haupt-Kompartiment steuert eine interkantonale Kommission (IKK) das Großraubtiermanagement. Jede IKK besteht aus je einem Vertreter der betroffenen Kantone und des BAFU. Sie kann bei Bedarf durch weitere Vertreter von Behörden der Kompartimentskantone, von Kantonen benachbarter Kompartimente oder des Bundes erweitert werden und Experten beiziehen (BAFU 2016).

Nach dem Konzept Wolf Schweiz (BAFU 2016) hat das BAFU gemäß dem eidg. Jagdgesetz die Oberaufsicht (Art. 25 JSG) (Abbildung 20) und ist für verschiedene Aufgaben zuständig: Erarbeiten der Richtlinien des Wolfsmanagements und Führung der „AG Großraubtiere“, Unterstützung der Kantone bei der Erfassung von Schäden durch Wölfe an Nutztieren, Zusammenarbeit mit den Akteuren der Landwirtschaft und die Entwicklung von Maßnahmen zur Schadenverhütung (Herdenschutz), für die Beratung und die Koordination bei der Umsetzung dieser Maßnahmen und für die Abschätzung der ökonomischen Folgen. Das BAFU begleitet und überwacht die Umsetzung des Konzepts Wolfs Schweiz durch die Kantone; stellt den Kantonen die nötigen Grundlagen über den Umgang mit Wölfen für die Information und Aufklärung der Bevölkerung und spezifischer Interessengruppen zur Verfügung, finanziert die Organisationen, welche mit der Überwachung des Wolfsbestandes und die Analyse von Riss- oder Wolfskadavern beauftragt sind, sorgt bei Bedarf und in Zusammenarbeit mit den Kantonen für die Durchführung spezieller wissenschaftlicher Projekte zur Ausbreitung, dem Verhalten und der Populationsdynamik des Wolfs sowie dessen Auswirkungen auf die Beutetierpopulationen, und pflegt den internationalen Kontakt auf Fachebene, um allenfalls das Management der gemeinsamen Wolfspopulation zu koordinieren.

Nach dem Konzept Wolf Schweiz (BAFU 2016) vollziehen die Kantone das Wolfsmanagement auf ihrem Gebiet (Art. 25 JSG) (Abbildung 20). Sie sammeln alle Hinweisen welche auf Wolfspräsenz hindeuten, Überwachen den Wolfsbestand und informieren das BAFU, KORA und AGRIDEA über die Situation in Gebieten mit Wölfen. Die Kantone übernehmen die Planung und Umsetzung des Herdenschutzes gemäß der Richtlinie des BAFU zum Herdenschutz und informieren und integrieren die lokalen und regionalen Behörden sowie die kantonalen Vertreter der einzelnen betroffenen Interessengruppen. Weiters müssen die Kantone den Einfluss des Wolfs bei der jagdlichen und forstlichen Planung sowie bei der Erhaltung der einheimischen Arten- und Lebensraumvielfalt berücksichtigen. Auch die Erteilung und der Vollzug von Abschussbewilligungen bei einer Regulierung, in Absprache mit der IKK und nach Zustimmung des BAFU liegen bei den Kantonen, sowie die Durchführung der Öffentlichkeitsarbeit.

Die IKK (Abbildung 20) eines Hauptkompartiments steuert das Großraubtiermanagement durch die Datenerhebung für die Überwachung des Wolfbestandes, die Abgrenzung der Gebiete für regulatorische Maßnahmen, und die Anwendung von Herdenschutzmaßnahmen gemäß der Richtlinie des BAFU zum Herdenschutz⁷. Die IKK übernimmt darüber hinaus noch die fachliche Empfehlung zuhanden des betroffenen Kantons und des BAFU für die Erteilung von Abschussbewilligungen, die Öffentlichkeitsarbeit und die Absprache mit und die Information von benachbarten Kompartimenten oder des angrenzenden Auslandes.

Die AG Großraubtiere setzt sich aus Vertretern des Bundes, der Kantone, der nationalen Interessensverbände und der Wissenschaft zusammen. Sie unterstützt das BAFU bei der Aktualisierung der Konzepte nach Art. 10bis JSV und erörtert Fragen von allgemeinem Interesse im Zusammenhang mit Großraubtieren. Die AG ist verantwortlich für die Gewährleistung von Erfahrungs- und Wissenstransfers zuhanden von Entscheidungsträgern und für die Führung eines lösungsorientierten und konstruktiven Dialogs. Generell integriert Wildtiermanagement neben naturwissenschaftlichen Kenntnissen ebenso soziale und politische Aspekte im Rahmen eines Managementprozesses (Heurich et al. 2019). Generell sollten passive Managementmaßnahmen, zielgerichtete Öffentlichkeitsarbeit und die Erhaltung einer guten Kommunikation zwischen involvierten Interessensgruppen eine gemeinsame Strategie für Wildtiere, Jagd und Landwirtschaft verfolgen. Notwendige Grundlagen hierfür sind wissenschaftliche Untersuchungen und umfassendes Monitoring als wichtige Entscheidungsgrundlagen (wie dies bereits durch KORA durchgeführt wird).

Die Bestandsschätzung von Großraubtieren in einem bestimmten Gebiet ist selbst im Rahmen eines gezielten Forschungsprojektes eine komplexe Aufgabe. In großen räumlichen Maßstäben, vor allem innerhalb von Bundesländern und Staaten, erfordert sie methodisch aufwändige Studien. In Europa gibt es eine Vielzahl von methodischen Ansätzen, die auf der Grundlage unterschiedlicher ökologischer Situationen (z.B. Vorhandensein oder Fehlen von Schnee), unterschiedlicher sozialer Situationen (z.B. der Anteil der Jäger im Rahmen des Monitorings) und unterschiedlicher finanzieller Gegebenheiten entwickelt wurden (Kaczensky et al. 2012). Ihnen allen zu eigen ist die Abhängigkeit von verlässlichen Daten. Die wesentlichen Ziele des Schweizer Wolfsmonitorings durch KORA sind die Überwachung der Entwicklung der Population in der Schweiz mit möglichst zuverlässigen (wissenschaftlich robusten) Methoden (Vogt et al. 2020). Wichtigster Auftraggeber von KORA ist das Bundesamt für Umwelt (BAFU). Für das Monitoringjahr 2021/22 wurden mit Stand vom 04.01.2022 148 bestätigte Individuen in der Schweiz (11 Rudel, 5 grenzüberschreitende Rudel) erfasst⁸.

⁷ Weitere Informationen siehe hierzu das von Büro Alpe erarbeitete Grundlagenpapier für vorliegendes Projekt „Herdenschutz – Wolfsentwicklung und Konflikte mit Interessen der Alp- und Landwirtschaft“

⁸ <https://kora.ch/arten/wolf/bestand/>

Schematische Darstellung der Strukturen des Wildtiermanagements großer Beutegreifer in der Schweiz

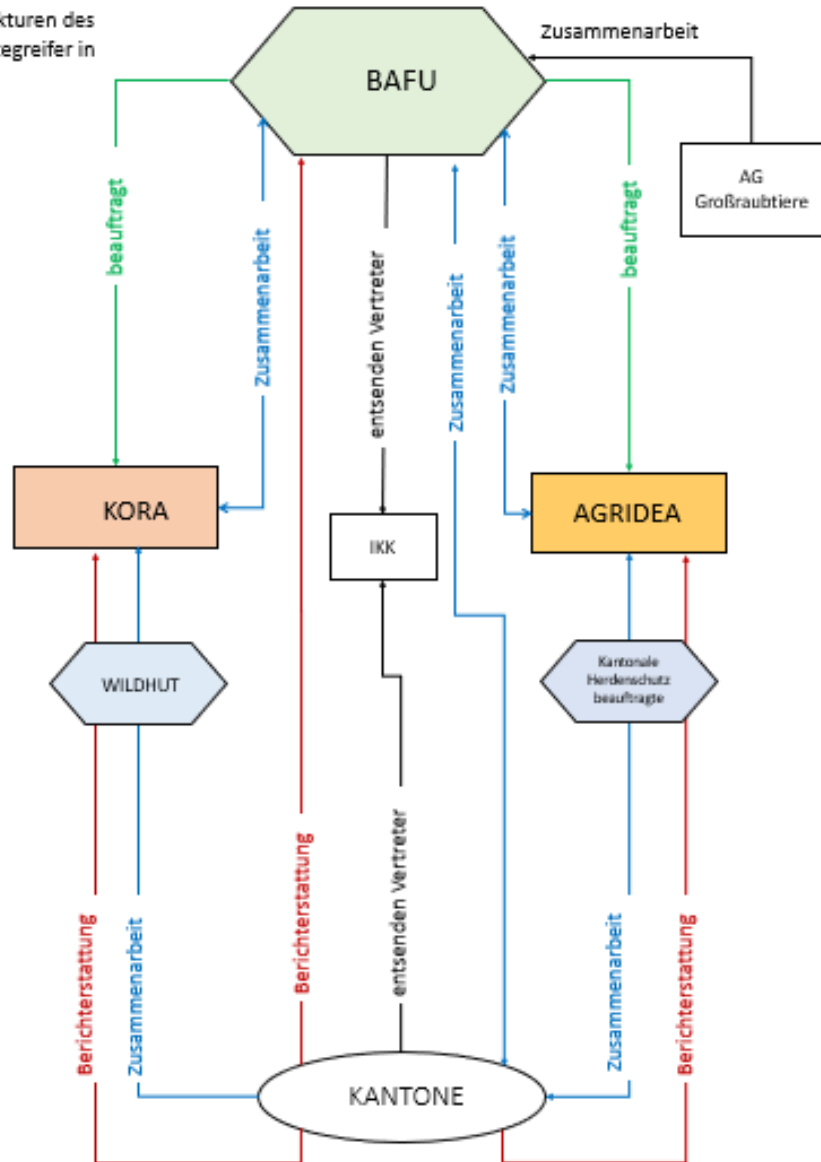


Abbildung 20: Schematische Darstellung der Strukturen des Wildtiermanagements großer Beutegreifer in der Schweiz (nach Bauer et al. 2019 in Heurich et al. 2019).

3.1. RECHTLICHER RAHMEN UND STATUS

In der 2019 erschienenen Liste der National Prioritären Arten und Lebensräume (BAFU 2019) wurde für den Wolf aufgrund der Entwicklungen seit 1994 eine Anpassung und Neubeurteilung der Gefährdung von „vom Aussterben bedroht“ auf „stark gefährdet“ vorgenommen und seine Priorität von „hoch“ auf „mittel“ aktualisiert. In der Liste der Säugetiere Schweiz wurde 2022 die Gefährdung auf „verletzlich“ (VU, vulnerable) zurückgestuft (BAFU 2022). Weiters wurde er hierin als „Waldzielart“ gemäß der Vollzugshilfe Waldbiodiversität (Imesch et al. 2015) ausgewiesen und die internationale Verantwortung der Schweiz für den Erhalt der Art wird als „gering“ eingestuft. Ein „klarer Maßnahmenbedarf“ (z.B. Artenhilfsprogramme) wurde

ausgesprochen und bezüglich der Bestände eine Einstufung in „Überwachung ist nötig“ angegeben. Die für den Schutz erforderlichen Kenntnisse sind nach Imesch et al. (2015) „ausreichend vorhanden“ und die hierfür notwendigen Techniken wurden mit „erfolgreiche Techniken sind bekannt“ kategorisiert.

Der Wolf steht seit 1992 durch die Richtlinie zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (92/43/EEC, FFH Richtlinie) in der Europäischen Union unter strengem Schutz (Anhang IV). Im Washingtoner Artenschutzabkommen CITES ist die Art in Appendix II gelistet. In der Schweiz ist er durch die Berner Konvention (in Anhang II) sowie durch das Jagdgesetz (JSG, SR 922.0)⁹ ebenso streng schützt. Ausnahmen hiervon werden in der Jagdverordnung (JSV, SR 922.01) geregelt (Art. 4 „Regulierung von Wölfen“¹⁰). Im Jahr 2018 wurde (erneut – da es bereits frühere Versuche dazu gab, wie etwa 2009¹¹) eine Rückstufung des Schutzstatus des Wolfes in der Schweiz bei der Berner Konvention des Europarates beantragt¹² - von „streng geschützt“ in Anhang II auf „geschützt“ in Anhang III. Die Behandlung des Antrags wurde jedoch vertagt, da die Vertragsstaaten erst Berichte über den Status ihrer Wolfspopulationen abschließen müssen (Vogt et al. 2020).

Eine detaillierte Übersicht zum rechtlichen Schutz des Wolfs in internationalem Recht, Europarecht und vor allem nationalem Recht mit Fokus auf die Schweiz findet sich etwa in Preisig (2017). Der Bund fördert und koordiniert Maßnahmen der Kantone zur Verhütung von Schäden an Nutztieren (Art. 12 Abs. 5 JSG, SR 922.0).¹³

Im Jahr 2019 wurde eine Revision der Schweizer Jagdgesetzgebung vorgeschlagen, in welcher auch eine Möglichkeit zur Regulation von Wölfen vorgesehen gewesen war¹⁴. Nach dem negativen Volksentscheid vom 27. September 2020 hat der Bundesrat aufgrund von zwei parlamentarischen Motionen am 30. Juni 2021 die Jagdverordnung per 15. Juli 2021 angepasst¹⁵. Dabei wurden nebst der Stärkung des Herdenschutzes auch die Schadensschwellen für den Abschuss von Wölfen gesenkt (neu ist z.B. für den regulierenden Eingriff in ein Wolfsrudel ein Schaden von zehn gerissenen Nutztieren anstatt von 15 nötig). Die Jagdverordnung regelt nun auch die Bedingungen, unter welchen ein Elterntier aus einem Rudel ausnahmsweise erlegt werden darf.

⁹ https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1988/506_506_506/de

¹⁰ https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1988/517_517_517/de#art_4_bis

¹¹ <https://www.parlament.ch/de/ratsbetrieb/suche-curia-vista/geschaeft?AffairId=20093813>

¹² [Berner Konvention: Schweiz beantragt Rückstufung des Schutzstatus des Wolfs \(admin.ch\)](https://www.admin.ch/gov/de/start/dokumentation/medienmitteilungen.msg-id-84233.html)

¹³ <https://www.rkgk.ch/medienmitteilung/mm-wolf-loup-lupo-2022-d--185.pdf>

¹⁴ <https://www.fedlex.admin.ch/eli/fga/2019/2317/de>

¹⁵ <https://www.admin.ch/gov/de/start/dokumentation/medienmitteilungen.msg-id-84233.html>

3.2. DER WOLF IN DER KULTURLANDSCHAFT – KONFLIKTE UND NUTZEN

Als Gebiete mit hohem Konfliktpotential werden insbesondere Regionen gesehen, in denen Nutztierhaltung stattfindet. Eine der größten Herausforderungen stellt – neben der grundsätzlich nötigen Bereitschaft zur Koexistenz der betroffenen Bevölkerung mit dem Wolf – die Weidewirtschaft in den Alpreigionen dar, da sich hier Schutzmaßnahmen gegen Wolfsangriffe sehr aufwändig gestalten. Jedoch wären gerade die Alpen – wenn auch nicht in den allerhöchsten Lagen – gut geeignete Lebensräume für Wölfe (siehe etwa Habitatmodelle in Herrmann 2011; Falcucci et al. 2013; Hackländer et al. 2019).

In den seltensten Fällen bestehen unmittelbare Konflikte zwischen Menschen und Wildtieren, sondern vielmehr solche zwischen menschlichen Interessensgruppen, wobei das Tier lediglich eine Projektionsfläche bildet. Nach dem Aktionsbündnis Forum Natur (AFN 2022) zeigen sich multikausale Konfliktfelder, bei denen eine scheinbar unüberblickbare Fülle von Interessen unterschiedlicher Akteure in der Kulturlandschaft zu betrachten sind. Sollte eine der Interessensgruppen (Naturschutz, Jagd, Forst, Landwirtschaft, Freizeitsportler etc.) einen maximalen Anspruch einfordern, so könnte das Funktionieren dieses Systems – der Kulturlandschaft – potenziell auf lange Sicht nicht mehr gewährleistet sein.

Genau an dieser Stelle ist modernes, adaptives Wildtiermanagement besonders relevant und stellt sich der Herausforderung, Konflikte zu moderieren, flexibel unterschiedliche Lösungsansätze zu entwickeln und im besten Falle auf eine für alle gesellschaftlichen Gruppen akzeptable Schnittmenge zusammenzuführen (AFN 2022).

In der **Landwirtschaft** können beispielsweise in direkter Folge durch verletzte oder getötete Nutztiere, spätere Folgen wie Verlammen oder Sachschäden durch Zerstörung, Verkehrs- oder Personenschäden durch in Panik geratene Tiere ökonomische Probleme entstehen (Heurich et al. 2019). Auch aktiver Herdenschutz bedeutet einen hohen zeitlichen und finanziellen Aufwand. Zur Vermeidung der Konflikte mit Nutztierhaltern kann aufgrund des aktuellen Schutzstatus der Wölfe vor allem die Forcierung der Schutzmaßnahmen beitragen (Stone et al. 2017). Der Einsatz von Herdenschutzhunden (HSH) sollte dort genutzt werden, wo es möglich und zumutbar ist, kann jedoch in weiterer Folge – etwa bei touristischer Nutzung des Alpgebietes – ebenso zu Konflikten führen. Nutztierrisse in der Landwirtschaft können speziell im Rahmen der Erhaltung seltener Haustierrassen problematisch werden und spielen demnach in der Erhaltung der Nutztiervielfalt eine Rolle. Abgesehen davon können Herdenschutzmaßnahmen auch Konflikte mit dem Artenschutz hervorrufen, da andere Wildtiere in Zäunen zu Tode kommen können oder Herdenschutzhunde die Äsungsflächen von wilden Paarhufern einschränken.

Herdenschutzmaßnahmen können grundsätzlich einen Rückgang der Wolfsangriffe bewirken (auch zeigte sich, dass die bisher in der Schweiz angewendeten

Managementmaßnahmen wie HSH und Abschüsse von „schadstiftenden“ Einzelwölfen, wirken (Vogt et al. 2022). Jedoch können gewisse Vorlieben und Spezialisierungen einzelner Rudel dazu führen, dass diese bevorzugt Nutztiere attackieren oder zu attackieren versuchen, unabhängig vom eingesetzten Herdenschutz. In den Ligurischen Bergen (Norditalien) rissen Wölfe hauptsächlich wilde Paarhufer (vor allem Wildschein und Reh; insgesamt 64,4%) und 26,3% Nutztiere (hauptsächlich Ziegen) (Imbert et al. 2016). Über die Jahre hinweg gingen die Nutzierrisse wiederum zurück und es zeigte sich, dass etablierte Rudel weniger oft Schäden verursachten als durchziehende Einzelwölfe. So ergab auch die Schweizer Studie von Vogt et al. (2022), dass die Wahrscheinlichkeit von Übergriffen bei Vorkommen von transienten Wölfen höher ist – jedoch unterschied sich die durchschnittliche Anzahl gerissener Nutztiere pro Sömmerungsgebiet und Jahr nicht signifikant zwischen Rudeln und Einzelwölfen. Generell kommt es oftmals zu Übergriffen auf geschützte Herden durch Wölfe in sogenannten „ungeschützten Situationen“ (Situationen, in denen die Umsetzung von Herdenschutzmaßnahmen nicht einwandfrei funktioniert hat (etwa bei unzureichender Umzäunung, einzelnen Schafen außerhalb des Nachtpferchs, sehr ungünstigen Wetterbedingungen, Einsatz von unerfahrenen Hunden oder wenn Herden auf zu großer Fläche verteilt sind). Solche „ungeschützte Situationen“ sind dafür mitverantwortlich, dass das Schadensausmaß auch mit Herdenschutz komplett reduziert werden kann (Vogt et al. 2022). In der **Forstwirtschaft** wurde lange davon ausgegangen, dass die Anwesenheit von Wölfen durch eine zusätzliche Regulierung von Schalenwild eine positive Auswirkung auf die Waldwirtschaft hat. Dabei wird oft vergessen, dass die funktionalen Wirkungen der Prädatoren oft wichtiger sind als die quantitativen. Denn anekdotische Beobachtungen deuten auch auf unerwartete Ergebnisse, nämlich vermehrten Verbiss und negative Auswirkung auf die Waldverjüngung hin. Bisher wurde selbst in dicht von Wölfen besiedelten Gebieten (wie Sachsen oder Brandenburg) die Bejagung von Schalenwild nicht reduziert oder eingestellt. Im Nationalpark Białowieża wurde in der Wolf-Kernzone bei verschiedenen Waldgesellschaften wiederum deutlich weniger Verbiss durch Rothirsch nachgewiesen als in den umliegenden Waldgebieten mit wenig bzw. fehlender Wolfspräsenz (Kuijper et al. 2013). In der Lausitz in Deutschland haben die Schältschäden nach der Rückkehr der Wölfe innerhalb der Streifgebiete abgenommen, außerhalb wiederum eher zugenommen (Gärtner und Noack 2009 in Kupferschmid und Bollmann 2016). Dies kann auch als Hinweis auf einen indirekten Effekt gedeutet werden, indem die Rothirsche die Territorien der Wölfe meiden (Kupferschmid & Bollmann 2016). Um den Konflikt zwischen Forst- und Jagdinteressen zu entschärfen sollte daher auch das Vorhandensein wildlebender Beute in manchen Regionen gefördert werden, um Wölfe gezielt zu lenken (Sazatornil i Luna 2018; Kuijper et al. 2019). Darüber hinaus können Wölfe für die **Jagd** ggf. zu Einnahmeverlusten bei Wildbret oder geringeren Einnahmen aus dem Verkauf von Jagdlizenzen führen. Oft haben Jäger Bedenken, dass bei Anwesenheit von Wölfen, eine potenziell geringere Strecke zu erwarten sein wird bzw. dass Schalenwild dichten zurückgehen werden. Solche Auswirkungen sind jedoch grundsätzlich kontextabhängig (Linnell et al. 2017).

Wölfe bevorzugen die jungen Altersklassen und den weiblichen Teil des Bestands, sowie Individuen geringer Vitalität – was dem Konzept einer natürlichen Bejagung entspricht. Damit stören Wölfe das Konzept eines angepassten und durchdachten Wildtiermanagements nicht grundsätzlich, sondern können einen Teil der Hege abnehmen (Heurich et al. 2019). Aufgrund der detaillierten Beobachtungen der Schalenwildbestände durch die Wildhut in der Schweiz konnten bereits deutliche Auswirkungen der Risikoeffekte verzeichnet werden (Banzer 2018). Es zeigten sich nach Hackländer (2019) direkte wie indirekte Auswirkungen der Wolfsrudel auf das Wild: Das Rotwild kommt auf Freiflächen untertags weniger zum Vorschein und hält sich vermehrt im Wald und insbesondere auf schwer zugänglichen Flächen auf. Die Streifgebiete sind deutlich in die Nähe der Siedlungen verschoben. Während die Brunft vor 2012 noch oberhalb der Waldgrenze stattfand, ist sie jetzt z.B. mitten im Maisacker zu beobachten. In der Schweizer Hirschregion Felsberg konnten nach Angaben des Wildhüters Claudio Spadin (in Banzer 2018) vor 2012 regelmäßig 240 Stück Rotwild gezählt werden – davon wurde bei der darauffolgenden Jagd regelmäßig 30% (80 Stück) erlegt. Nach Auftreten der Wölfe im Calanda beliefen sich die Zählergebnisse auf 55 Stück Rotwild; in der Jagd wurden 60 Stück erlegt. Insgesamt gingen die Jagdstrecken deutlich zurück. In der Region Felsberg lag 2017 die Rotwildstrecke um 21% niedriger als im Durchschnitt der Jahre 2007 bis 2016 (Arquint und Jenny 2018 in Hackländer 2019), jedoch nahm sie im angrenzenden Gebiet Untervaz zu.

Ein wichtiges Konfliktfeld im **Natur- und Artenschutz** ist die potenzielle Hybridisierung mit Haushunden (siehe Kapitel 3.5.3.) oder die Fragmentation der Lebensräume (vermehrt Verkehrsunfälle). Für Menschen sind darüber hinaus auch Zoonosen relevant, wie etwa die Tollwut oder Bandwürmer und für Haustiere spielen die Staupe oder die Aujeszky'sche Krankheit eine Rolle (Okarma und Herzog 2019).

Zu den **wichtigsten positiven Effekten** der Wolfsprädation auf ihre Beutetiere und das Ökosystem gehören das Töten von schwachen und kranken Tieren, die Kontrolle oder Begrenzung der Beutetiere, die Stimulierung der Beuteproduktivität und die Erhöhung des Nahrungsangebots für Aasfresser. Da Wölfe Individuen in schlechterer körperlicher Verfassung entnehmen, sind ihre Auswirkungen auf die Beutetierpopulation geringer, da sie offenbar größtenteils eine kompensatorische Sterblichkeit verursachen. Eine solche selektive Entnahme der Beutetiere könnte sich sogar positiv auf den durchschnittlichen Gesundheitszustand der Beutetierpopulation auswirken. Generell haben Wölfe eine hohe (Beutetier-) Plastizität und nutzen Beute und Ressourcen je nach Verfügbarkeit (Breitenmoser et al. 2016).

Die Jagd der Schalenwildbestände durch den Menschen kann generell zu einer Lenkung dieser Bestände beitragen und damit zwischen der Forderung nach naturverjüngten, biodiversen Wäldern auf der einen und einer Verminderung des Prädatorendrucks auf Weidetiere auf der anderen Seite ausgleichend wirken. Sowohl Land- und Forstwirtschaft, als auch Tourismus, Jagd und Naturschutz sollten daher Kompromisse eingehen.

3.3. DIE SCHWEIZ ALS „WOLFSMANAGEMENTZONE“

Es herrschen in Europa generell verschiedene Zonierungskonzepte welche grundsätzlich fachlich empfohlen werden, jedoch eine rechtlich sehr komplexe Situation darstellen (Linnell et al. 2008; Trouwborst 2018; Norer 2022) und eher politische als wissenschaftliche Fragen öffnen (Okarma & Herzog 2019). Eine wildökologische Raumplanung, wie sie zum Beispiel in Österreich in einigen Bundesländern gesetzlich implementiert ist, bezieht sich derzeit ausschließlich auf Schalenwild und nicht auf große Beutegreifer (Miller et al. 2019). Generell wird bei der Raumplanung ein Lebensraum in verschiedene Zonen eingeteilt, um ein nachhaltiges Management einer Wildtierart zu gewährleisten. Eine potenzielle Einteilung des Lebensraums beinhaltet zumeist drei Zonen, nämlich eine Wolfsschutzzone (permanente Präsenz von Wölfen möglich), eine Wolfsmanagementzonen (Wolfsrudel möglich, aber regelmäßige Entnahme zur Regulation) und eine Freihaltezone (Etablierung von Wolfsrudeln wird verhindert). Obgleich der Ständige Ausschuss der Berner Konvention ein Zonierungssystem mit ebendiesen drei Zonen vorgeschlagen hatte, war die Umsetzung in der Schweiz bisher nicht möglich. Der Wolf zählt allerdings auch zu den streng geschützten Tierarten der Berner Konvention (Anhang II) – für diese Tiere gilt ein Fang- und Tötungsverbot sowie ein Verbot mutwilligen Beunruhigens. Der Wolf fällt auch unter Anhang II und IV der FFH-Richtlinie, was in Zusammenarbeit mit den Nachbarländern der Schweiz relevant ist. Artikel 12 verbietet grundsätzlich jegliche absichtliche Formen des Tötens des Wolfes. Artikel 16 der FFH-Richtlinie erlaubt jedoch unter bestimmten Voraussetzungen (Verhütung von Schäden an Kulturen, öffentliche Sicherheit, überwiegende öffentliche Interessen), davon abzuweichen. Auch nach dem Schweizer JSG sieht Artikel 12 zur Verhütung von Wildschaden Abs. 2 vor, dass jederzeit Maßnahmen gegen einzelne geschützte oder jagdbare Tiere, die erheblichen Schaden anrichten, angeordnet oder erlaubt werden können. Ebenso sieht zwar Artikel 9 der Berner Konvention Ausnahmen vor (Abwendung ernster Schäden, Interesse der öffentlichen Gesundheit und Sicherheit), jedoch nur dann, wenn eine andere befriedigende Lösung nicht besteht und die Ausnahme dem Bestand der betreffenden Population nicht schadet. Eine Anfrage beim Europaparlament zur Ausweisung von „wolfsfreien Zonen“ wurde 2020 abgelehnt (mit Ausnahmen unter Einzelfallprüfung, und bestehende Zonen etwa in Schweden, Norwegen, Frankreich oder entsprechende Forderungen im Alpenraum entsprechen voraussichtlich nicht den Vorgaben (Trouwborst 2018; Norer 2022)). Die generelle Ausweisung scheint auch wenig sinnvoll, da sich etwa für betroffene Weidetierhalter aufgrund der Einwanderung von Wölfen aus den benachbarten Gebieten dadurch auch kein absoluter Schutz ergeben würde. Es würden also die Weidetiere gerissen werden, bevor die Wölfe überhaupt entnommen werden können. Deshalb müssten selbst in erklärten „wolfsfreien Zonen“ Herdenschutzmaßnahmen ergriffen werden. Unter Wolfsschutzzonen versteht man Landschaftskomplexe, in denen sich ein Wolfsbestand unbeeinflusst und ohne direkte Eingriffe entwickeln kann. Da Großraubtiere sehr große Reviergrößen haben können, müssten entsprechende Schutzgebiete sehr groß ausgewiesen sein. Gebiete dieser Art könnten demnach etwa große zusammenhängende Waldgebiete sein, aber auch Waffen- und Schießplätze,

Tagebaufolgelandschaften oder große Schutzgebiete mit einer eher geringeren menschlichen Besiedlung und extensiver Weidetierhaltung. Auch „Trittsteine“ zwischen geeigneten Lebensräumen können ggf. als Schutzareale ausgewiesen sein. Im schweizerischen Alpenraum sind Flächen in der notwendigen Größe nicht oft vorhanden. Das größte Wildnisgebiet, der Schweizerische Nationalpark, könnte mit einer Fläche von 170 km² allerdings einem Streifgebiet eines etablierten Wolfsrudels entsprechen (die Streifgebietsgröße des ersten etablierten Rudels in Österreich auf dem Truppenübungsplatz Allentsteig hatte 157 km²). Zu den Wolfsmanagementzonen wird perspektivisch der deutlich größte Anteil möglicher Wolfslebensräume gehören. In solchen Arealen könnten Wolfsbestände grundsätzlich toleriert, jedoch mit dem Instrumentarium des aktiven Bestandsmanagements bei Festlegung der im jeweiligen geltenden Akzeptanzgrenze (welche für die Schweiz noch nicht definiert wurde) theoretisch in ihrem Bestand reguliert werden. Unter Wolfsmanagementzonen verstehen sich demnach all jene Landschaftsteile, in denen auch territoriale Wolfsrudel, insbesondere aus dem Gesichtspunkt der Gefahrenabwehr heraus, entnommen werden können. Zu den Wolfsmanagementzonen zählen insbesondere:

- 1) alle urban geprägten Bereiche,
- 2) Gebiete, in denen entweder eine intensive Weidetierhaltung mit großem Konfliktpotenzial zum Wolf betrieben wird oder aber Landschaftsteile insbesondere im alpinen Raum, in denen es vielerorts nicht möglich ist, eine konfliktarme Koexistenz zwischen Wölfen und extensiver Weidewirtschaft zu gestalten.
- 3) nicht zumutbar schützbare Flächen aus landwirtschaftlicher Perspektive.

„Ein Bericht des Europäischen Parlaments aus dem Jahr 2018 über die Lage und Zukunftsperspektiven der Schaf- und Ziegenhaltung betont, dass angesichts der deutlich gestiegenen Zahl der gerissenen Tiere Herdenschutzmaßnahmen an ihre Grenzen stoßen und spricht sich dafür aus, die einschlägigen Anhänge der Habitat-Richtlinie mit dem Ziel zu überprüfen, die Ausbreitung von Raubtieren in bestimmten Weideflächen zu kontrollieren und zu steuern¹⁶“ (Norer 2022). Aus diesem Grund wurde ausdrücklich die Einrichtung von sogenannten „Weideschutzgebieten“ gefordert, in denen eine Regulierung der großen Beutegreifer stattfinden kann, damit deren Rückkehr nicht zu Rückschritten bei der artgerechten Tierhaltung (Wanderschäferie, Freilandhaltung) sowie bei der traditionellen Land- und Weidewirtschaft (Sommerweide in Hochlagen) führe (Norer 2022).

¹⁶ https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/A-8-2018-0064_DE.html

Im Rahmen der Workshops wurde folglich diskutiert: Für die Zukunft könnte das Konzept einer „Wildökologischen Raumplanung“ für Wölfe an das Bestandsmanagement angepasst werden. So sind Wolfsmanagementzonen besonders dort zu berücksichtigen, wo Wölfe auf Weidetiere treffen und in Abhängigkeit der jeweiligen Bestandsdichten von Weidetier und Wolf miteinander vereinbart werden müssen. Dies trifft auf einen Großteil der Schweiz zu, weshalb man durchaus die ganze Schweiz als „Wolfsmanagementzone“ bezeichnen könnte (außer, wie erwähnt, durchgehend große Schutzgebiete wie Nationalparks). Aufgrund der Kleinstrukturiertheit kann für die Gebirgskantone im Wolfsmanagement der Ansatz "keine wolfsfreien Zonen" verfolgt werden. Im Gegenzug müsste diskutiert werden, ob der Abschuss von schadstiftenden Wölfen auch in Schutzgebieten ermöglicht werden sollte. Da eine Steuerung der Dichte von wilden Paarhufern in einem bestimmten Gebiet beim Vorhandensein von großen Beutegreifern nicht unbedingt vorhergesagt werden kann, sollten Konflikte und Interessengegensätze kantonübergreifend unter Absprache bearbeitet werden können.

3.4. UMGANG MIT AUFFÄLLIGEN WÖLFEN GEGENÜBER DEM MENSCHEN

In der Regel ist das vom Menschen als „problematisch“ eingestufte Verhalten – wenn auch unerwünscht – schlicht ein normales wölfisches Verhalten. Im Grunde entscheiden nur Zeit, Ort und Gelegenheit darüber, ob ein Wolfsverhalten zu einem Problem wird (Reinhardt et al. 2018; AFN 2022). Die mit der Bezeichnung „Problemwolf“ einhergehende Abnahme der öffentlichen Akzeptanz der Spezies schadet der Einstellung gegenüber der gesamten Population. Es kommt auch vor, dass Menschen selbst, wenn auch unbewusst, ein problematisches Verhalten fördern. Ein Wolf erlernt den Großteil seines Verhaltens, welches dann gefestigt bzw. auch durch den Menschen verstärkt werden kann (Reinhardt & Kluth 2007). Nach dem Konzept Wolf Schweiz (BAFU 2016) ist problematisches Verhalten von Wölfen etwa das regelmäßige Auftauchen in der Nähe von Siedlungen und das Zeigen von auf den Menschen oder dessen Haushunde gerichtetes Verhalten. Dabei weichen sie dem Menschen oder dessen Begleithunden nicht mehr aus, sie nähern sich allenfalls sogar weiter an, möglicherweise lassen sie sich auch nur mehr schwer vertreiben. Solch fehlende Scheu ist zumeist die Folge eines Habitierungsprozesses und damit der Beginn einer ungünstigen Entwicklung des Verhaltens eines Wolfsrudels, an deren Ende die Gefährdung von Menschen stehen kann. Diese Habitierungsprozesse verlaufen typischerweise nach einem Schema von „unbedenklichem Verhalten“ (z.B. neugierige Wölfe) über „auffälliges Verhalten“ bis zu „unerwünschtem“ oder gar „problematischem Verhalten“ (Tabelle 15). Besonders wichtig und entscheidend zur Früherkennung ist die Beobachtung von Wölfen, welche in Siedlungsnähe auftauchen. Um eine Beurteilung zu ermöglichen, sollte die Dokumentation der Ereignisse und des Verhaltens der Wölfe eines Rudels unter Beizug der betroffenen kantonalen Wildhut und von weiteren Vollzugsorganen erstellt werden (Ereignisprotokoll).

Die Ereignisse sollen möglichst interpretationsfrei und in chronologischer Abfolge protokolliert werden. Dabei werden alle Einzelereignisse (Auflistung S.23 in BAFU 2016) wie auch die gesamte Entwicklung der Wölfe von Fachleuten beurteilt und eingeschätzt. Die Beurteilungen folgen einer vierstufigen Farbkodierung (Tabelle 15).

Die Kriterien zur Einschätzung des Potentials zur Gefährdung von Menschen bei Einzelereignissen bei Begegnungen von Wolf und Mensch respektive Haushunden wurden in Anlehnung an den Managementplan für den Wolf in Sachsen (3. Fassung – Stand Februar 2014) und in Zusammenarbeit mit den Kantonen und Fachexperten ausgearbeitet. Sie werden entsprechend den Standards des internationalen Wolfsmanagements und der neusten Erkenntnisse vom BAFU periodisch angepasst. Die Kriterien sind allerdings nicht in schematischer, isolierter Weise anzuwenden, sondern sollen unter Berücksichtigung der Vorgeschichte sowie der konkreten Umstände der Vorkommnisse gewertet werden. Mit anderen Worten bilden sie einzig Hinweise darauf, wann sich Wölfe „zu wenig scheu oder aggressiv zeigen“ (Art. 4^{bis} Abs. 3 JSV, SR 922.01), können jedoch eine ausführliche Begründung für eine Regulierung von Wölfen nicht ersetzen. Weitere Vorschläge zur Einteilung und Beurteilung von Wolfsverhalten finden sich in Tabelle 7 von Reinhardt und Kluth (2007) oder in Tabelle 1 von Reinhardt et al. (2018).

Tabelle 15: Kriterien zur Einschätzung der Gefährlichkeit von Einzelereignissen bei Begegnungen von Wolf und Mensch respektive Haushunden und die daraus folgend zu treffenden Maßnahmen (BAFU 2016). IN=Information der Bevölkerung, ÜW=verstärkte Überwachung, VG=Besenderung/Vergrämung Wolf, FE= Futter entfernen, AB= Abschuss.

	Einschätzung	Wolf-Verhalten	Maßnahmen
Green	1. Unbedenkliches Verhalten	1.1 Wolf und Mensch treffen zufällig auf kurze Distanz zusammen, Wolf flüchtet sofort.	IN
		1.2 Wolf bleibt beim Anblick von Menschen in Fahrzeugen stehen, beobachtet seinerseits, entfernt sich verzögert.	IN
		1.3 Wolf bleibt beim Anblick von Menschen stehen, beobachtet seinerseits, entfernt sich nach einigen Sekunden	IN
		1.4 Wolf tötet Nutztier in Situation ohne Herdenschutz am hellen Tag.	IN
		1.5 Wolf tötet einen frei stöbernden Jagdhund im Jagdeinsatz im Wolfsrevier.	IN
		1.6 Wolf taucht außerhalb der Aktivitätszeit der Menschen (22 Uhr abends bis 6 Uhr morgens) nahe von Siedlung auf, läuft Siedlung entlang.	IN, ÜW
		1.7 Wolf reißt in der Nähe von bewohntem Einzelhaus o- der Siedlung Beutetier oder Nutztier in Situation ohne Herdenschutz.	IN, ÜW
Yellow	2. Auffälliges Verhalten	2.1 Wolf nähert sich während der Aktivitätszeit des Menschen (6 Uhr morgens bis 22 Uhr abends) gelegentlich bewohntem Einzelhaus an.	IN, ÜW
		2.2 Wolf reißt in der Nähe von Siedlung Nutztier in Situation mit Herdenschutz.	IN, ÜW
		2.3 Wolf taucht am hellen Tag nahe von Siedlung auf (Distanz <50m).	IN, ÜW
		2.4 Wolf läuft außerhalb der Aktivitätszeit der Menschen durch Siedlung.	IN, ÜW
		2.5 Wolf nähert sich Mensch mit Haushund an, bis in nahe Distanz (<20m).	IN, ÜW
Red	3. Unerwünschtes Verhalten	3.1 Wolf nähert sich mehrmals (>2x) an Siedlung an und wird über längere Zeit in der Nähe beobachtet.	IN, ÜW, VG
		3.2 Wolf sucht mehrmals anthropogene Futterquelle in unmittelbarer Nähe von Siedlung auf.	IN, ÜW, VG, FE
		3.3 Wolf holt sich während der Aktivitätszeit des Menschen Futter bei Siedlung und schleppt dieses weg	IN, ÜW
		3.4 Wolf kommt auf Aufbruch von durch Jäger erlegtem Tier weniger als 10 Minuten nach dessen Entfernen.	IN, ÜW
		3.5 Wolf taucht während der Aktivitätszeit des Menschen in Siedlung auf.	IN, ÜW

	Einschätzung	Wolf-Verhalten	Maßnahmen
		3.6 Wolf nähert sich mehrmals Mensch mit Haushund an	IN, ÜW
		3.7 Wolf schlägt sein Tageslager nahe von Siedlung auf (Distanz <50m).	IN, ÜW, VG
		3.8 Wolf versteckt sich bei Annäherung von Menschen in oder unter Gebäuden	IN, ÜW, VG
		3.9 Wolf nähert sich während der Aktivitätszeit des Menschen in Siedlungen an Menschen an.	IN, ÜW, VG
		3.10 Wolf hat Mensch wahrgenommen, Mensch nähert sich Wolf an (Distanz <20m), Wolf flüchtet nicht	IN, ÜW, VG
		3.11 Wolf folgt Mensch mit Haushund in kurzer Distanz <50m.	IN, ÜW, V
		3.12 Wolf folgt Menschen in kurzer Distanz <50m.	IN, ÜW, VG
		3.13 Wolf tötet Haushund bei gelegentlich bewohnter Hütte.	IN, ÜW, VG
	4. Problematisches Verhalten (mit dem Potenzial zur Gefährdung von Menschen)	4.1 Wolf taucht mehrmals (>2x) während der Aktivitätszeit des Menschen in Siedlung auf.	AB, IN
		4.2 Wolf folgt Mensch trotz dessen Vertreibungsversuchen.	AB, IN
		4.3 Wolf nähert sich während der Aktivitätszeit des Menschen in offenem Gelände Menschen an und bleibt längere Zeit (mehrere Minuten) in dessen Nähe (<50m).	AB, IN
		4.4 Wolf nähert sich während der Aktivitätszeit des Menschen in Siedlung Menschen an und kann nur schwer vertrieben werden.	AB, IN
		4.5 Wolf nähert sich Menschen mit Hunden an und reagiert dabei mit Drohverhalten oder Angriff auf die Hunde.	AB, IN
		4.6 Wolf tötet Haushund in Siedlung.	AB, IN
		4.7 Wolf reagiert unprovokiert aggressiv (mit Drohgebärden oder Angriff) auf Menschen.	AB, IN

Nach BAFU (2016) ist eine Habituation von Wölfen an Menschen insbesondere bei Rudeln zu erwarten, da diese über längere Zeit in derselben Region sind, und sich dadurch schneller auf die lokalen Gegebenheiten einstellen und entsprechend anpassen (wie sich etwa beim Calandarudel 2015 zeigte). Es gab darüber hinaus in den letzten Jahren ebenso Beobachtungen von habituierten Einzelwölfen. Im Winter 2021/22 war dies ein Individuum in der Region Surselva im Grenzbereich der beiden Rudel Stagias und Valgronda (Mitteilung Amt für Jagd und Fischerei Graubünden, AJF GR). Zeigen Jungwölfe gegenüber Menschen „problematisches Verhalten (mit dem Potential zur Gefährdung von Menschen)“ gemäß der Tabelle 15, kann nach den Bestimmungen von Art. 4^{bis} (JSV, SR 922.01) eine Regulierungsbewilligung für das entsprechende Rudel ausgestellt werden. Bei den Abschüssen sind Elterntiere zu

schonen (Art. 4^{bis} Abs. 1 JSV). Zeigen Elterntiere „unerwünschtes Verhalten“, kann es sein, dass ihre Jungtiere dieselbe Entwicklung in noch rascherer Abfolge zeigen. Der Abschuss eines Jungwolfs sollte die Verhaltensentwicklung umkehren – insofern die Rudelmitglieder den Abschuss mitbekommen. Einzelwölfe mit „problematischem Verhalten“ sind vielleicht etwas seltener zu erwarten. In akuten Fällen, können die Kantone „Problemwölfe“ zur Wahrung der öffentlichen Sicherheit bereits nach dem Polizeirecht entnehmen (und auch in Siedlungsnähe bzw. in der Nähe von Nutztieren erfolgen, wo eine Vergrämungswirkung erfolgen soll). Im Falle des Abschusses eines Wolfs ist das oben erwähnte Ereignisprotokoll in jedem Fall Teil des veröffentlichten Dossiers.

In den Workshops zeigten sich folgende Problemfelder: Zum Umgang mit auffälligen Wölfen gegenüber dem Menschen gibt es Richtlinien, die bei Rudeln eine Regulation der Welpen vorsehen, bei subadulten und adulten Tieren in Rudelsituationen, sowie auch bei Einzelwölfen jedoch nicht. Außerdem sollte in Zukunft überlegt werden, wie in verschiedenen Kategorien der Landschaft bzw. Bewirtschaftung (etwa Schutzgebiete oder eidgenössische Jagdbanngebiete) mit einer potenziellen Entnahme umgegangen wird.

Generell sollten die Maßnahmen von der Art und Schwere des Problemverhaltens, dem Populationszustand und der öffentlichen Wahrnehmung abhängen (Reinhardt & Kluth 2007). Nach Reinhardt et al. (2018) kann das Management von auffälligen Wölfen in folgende Schwerpunkte eingeteilt werden:

- **Prävention:** d.h. vorbeugende Maßnahmen gegen Habituation und Futterkonditionierung. In Graubünden wurde diesbezüglich 2016 ein wichtiger Schritt mit der Revision des Kantonalen Jagdgesetzes (KJG) gemacht, indem in Art. 29b das Füttern und Anlocken von Großraubwild im Siedlungsbereich explizit verboten wurde.
- **Dokumentation und Monitoring**
- **Reaktion** (in sukzessiver Reihenfolge):
 - 1) Entfernung des Auslösereizes: Beseitigung des anlockenden Faktors (Schlacht- oder Jagdabfälle, läufige Hündinnen).
 - 2) Vergrämung¹⁷: Eine Behandlung durch “Umerziehung” (etwa Besenderung oder gezielte negative Konditionierung – siehe auch Beispiel in Kapitel 4.2.8); Gummigeschosse, Platzpatronen, Signalmunition. Vergrämungsmethoden: Schuss in die Luft, Feuerwerkskörper (aber Brandgefahr, Gewöhnung speziell auf Truppenübungsplätzen, keine anhaltenden Effekte belegt); Projektile, Gummi oder Plastikschröte (Distanz und Stelle wichtig). Es fehlt generell an Wirksamkeitsstudien zu Vergrämungsmethoden (Reinhardt et al. 2018). Dennoch lässt sich feststellen, je früher entsprechende Methoden zur

¹⁷ Wissenschaftliche Untersuchungen hierzu sind notwendig; verschiedene Methoden wie etwa Flatterbänder oder Blinklampen sind kurzfristige Möglichkeiten:

https://www.llv.li/files/au/merkblatt_flutterbänder_für_weidezäune.pdf

Anwendung kommen, desto höher sind die Erfolgsaussichten. Vergrämung sollte in erster Linie von erfahrenen Fachleuten durchgeführt werden, da ansonsten auch ein gegenteiliger Effekt eintreten könnte.

- 3) Letale Entnahme: Letale Kontrolle sollte vor allem in kleinen Populationen das allerletzte Mittel der Wahl sein. Ab einer Populationsgröße, welche die Erhaltung des Wolfes in der Schweiz gewährleistet und vor allem bei Erreichen der Kapazitätsgrenze kann die Anwendung der letalen Kontrolle großzügiger erfolgen, wenn dies gesellschaftlich akzeptiert wird („Akzeptanzbestand“). Besonders schwierig kann es werden, wenn sich in einer noch kleinen Population unerwünschtes Verhalten durch Tradieren ausbreitet. Um solches Verhalten auszulöschen, sollte man nicht nur ein einzelnes Tier, sondern die ganze Familie entfernen. Aus genetischen Gründen empfiehlt es sich jedoch, nur Einzeltiere und eher nicht ganze Rudel zu entfernen. Auch hier gilt, den Anfängen zu wehren, damit solche Situationen gar nicht erst entstehen (Reinhardt et al. 2018).

- **Information/Öffentlichkeitsarbeit:** Nicht nur durch die Zunahme der Wolfspopulation selbst, sondern auch jener der menschlichen Bevölkerungszahl und somit von potenziellen Beobachtern – vor allem in Kombination mit einer immer umfangreicheren medialen Berichterstattung, und durch zugängliche Videotechnologie und Online-Netzwerke – nimmt die empfundene Zahl der „Problemwölfe“ immer weiter zu. Dringend ist deshalb beim Auftreten von vermeintlich oder tatsächlich problematischem Verhalten (z.B. unmittelbare Gefahr für Leib und Leben des Menschen) und entsprechenden Managementmaßnahmen eine begleitende Öffentlichkeitsarbeit und transparente Kommunikation zu empfehlen. Hierfür sollten mit dem Thema vertraute Fachleute, sämtliche Hintergründe allgemeinverständlich darstellen können. Nach Reinhardt et al. (2018) wäre es analog zum skandinavischen Modell empfehlenswert, die Einrichtung und Ausstattung einer kantonsübergreifend agierenden Gruppe für Problemfälle zu installieren.

3.5. PRAXISTAUGLICHKEIT DES AKTUELLEN WOLFSMANAGEMENTS

Nach dem Konzept Wolf Schweiz soll ein Zusammenleben von Wolf und Mensch ohne unzumutbare Einschränkungen in der Nutztierhaltung möglich sein (BAFU 2016). Die Rückkehr des Wolfes stellt vor allem die Nutztierhaltung vor große Herausforderungen. Es ist davon auszugehen, dass die Landwirtschaft bisher konstruktiv mit dem großen Beutegreifer umging. Ansonsten wären das schnelle Wachstum der Population, die ansehnliche Anzahl Territorien mit erfolgreicher Fortpflanzung und die noch bis 2021 überschaubaren Risszahlen bisher nicht möglich gewesen – die Konflikte haben jedoch stark zugenommen und die Bereitschaft für eine Koexistenz ist nicht mehr gleichermaßen vorhanden (Einschätzung für den Kanton Graubünden, AJF). Zur Verminderung der Konflikte werden in der Schweiz auf Basis des Bundesgesetz über

die Jagd und den Schutz wildlebender Säugetiere und Vögel ähnlich wie in anderen Ländern Europas verschiedene letale (Abschüsse) und nicht-letale Maßnahmen (Herdschutz) ergriffen. Die Wirkung verschiedener Maßnahmen wurde in einer aktuellen Studie von Vogt et al. (2022) untersucht. Sie konnten zeigen, dass diese bisher in der Schweiz angewendeten Managementmaßnahmen wirken (Herdschutzhunde und Abschüsse von schadensstiftenden Einzelwölfen; Eingriffe in Rudel konnten aufgrund der geringen Datenlage noch nicht ausgewertet werden) (Abbildung 21). Der Abschuss von „schadstiftenden“ Einzelwölfen erwies sich als kurz- bis mittelfristig wirksame Maßnahme zur Verringerung von Nutztierrißen, vor allem da betroffene Gebiete nach Abschüssen längere Zeit wolfsfrei blieben. Um abschätzen zu können, wie wirksam das Entfernen von Jungtieren aus Wolfsrudeln auf die Schadensentwicklung ist, sollten alle Eingriffe in Wolfsrudel sorgfältig dokumentiert und die Analysen von Vogt et al. (2022) in den folgenden Jahren wiederholt werden. Generell hat sich der Einsatz von Elektrozäunen und Herdschutzhunden am besten bewährt, wenngleich die Varianz bei Herdschutzhunden (HSH) groß ist (Im Jahr 2021 gab es im Rahmen des Bundesprogramms 297 HSH in den Alpen der Schweiz, AGRIDEA 2022¹⁸).

3.5.1. HERAUSFORDERUNG – POTENZIELLE BESTANDSREGULIERUNG

Aus Sicht der Bestandserhaltung gibt es keinen prinzipiellen Grund, warum große Beutegreiferbestände nicht ein gewisses Maß an Regulierung vertragen oder nicht nach einem ähnlichen System wie wildlebendes Schalenwild oder Wildvögel jagdlich genutzt werden können – vorausgesetzt, die Regulierung entspricht den Prinzipien einer nachhaltigen Jagd (Brainerd 2007). Dies würde jedenfalls eine wirksame Überwachung der Bestandsgröße, die Festlegung angemessener Quoten und Jagdzeiten sowie eine sorgfältige Durchsetzung dieser Vorschriften erfordern (Linnell et al. 2008).

Eine Entnahme kann derzeit in der Schweiz auf Basis der im Wolfskonzept Schweiz definierten Kriterien erfolgen (das Erreichen einer Schadensschwelle bei Einzelwölfen oder Wolfsrudeln). Demnach gibt es im festgelegten rechtlichen Rahmen konkrete Vorgaben zu Entnahmen von Einzelwölfen, zur Regulierung des Wolfsbestands und zum Abschuss von „schadstiftenden“ Wölfen. So kann der Abschuss generell stattfinden, sobald neugeborene Jungtiere im Rudel bestätigt wurden oder beim Einzelwolf ganzjährig, wenn dieser erhebliche Schaden (Tabelle 16) angerichtet hat (Art. 12 Abs. 2 JSG, SR 922.0) und sich nicht im Einflussbereich eines Wolfsterritoriums befindet. Ist eine Präsenz von weiblichen Individuen in dem Gebiet nachgewiesen oder wird sie vermutet, soll in der Zeit vom 1. April bis 31. Juli (Zeit der Fortpflanzung und Jungenaufzucht) auf einen Abschuss grundsätzlich verzichtet werden. Abschüsse in eidgenössischen Jagdbanngebieten sowie Wasser- und Zugvogelreservaten sind verboten. Bei einem Rudel kann die Regulierung nur

¹⁸https://www.protectiondestroupeaux.ch/fileadmin/doc/Berichte/Jahresberichte/Agridea/Jahresbericht_HS_2021_def.pdf

durchgeführt werden, nachdem das Rudel einen großen Schaden angerichtet hat oder eine erhebliche Gefährdung verursacht hat (Art. 12 Abs. 4 JSG; siehe Tabelle 15). Über die Begriffe „groß“ und „erheblich“ gibt es Angaben zur Interpretation – siehe den erläuternden Bericht (von BAFU 2021) zur Änderung der Verordnung über die Jagd und den Schutz wildlebender Säugetiere und Vögel (Jagdverordnung, JSV, SR 922.01)¹⁹. Eine Erteilung der Abschussgenehmigung erfolgt beim Einzelwolf durch die Kantone, bei der Rudelregulation durch den Bund.

In den Workshops zeigten sich folgende Problemfelder: aktuelle Herausforderungen des Wolfsmanagements zeigen sich bei der zeitnahen Entnahme von „schadstiftenden“ Wölfen (Einzelwölfe oder Wölfe eines Rudels), in Rudelsituationen bei „schadstiftenden“ Elterntiere, die das erlernte Verhalten auch ihren Jungtieren beibringen, bei nicht zumutbar schützbar Flächen, bei Bestandserhebungen und dem Feststellen des Sozialstatus von Wölfen (Paarbildung mit oder ohne Nachwuchs) sowie auch beim Herdenschutz (siehe hierzu das von Büro Alpe erarbeitete Grundlagenpapier „Herdenschutz - Wolfsentwicklung und Konflikte mit Interessen der Alp- und Landwirtschaft“).

Es ergibt sich außerdem die Frage, wie mit Wölfen umgegangen wird, welche eindeutig gelernt haben Herdenschutzmaßnahmen zu umgehen – in einem zukünftigen adaptiven Management können hierfür Kriterien etabliert werden, welche etwa eine schnellere Entnahme ermöglichen.

¹⁹ <https://www.news.admin.ch/news/message/attachments/67411.pdf>

Tabelle 16: Übersicht der Vorgaben und des nötigen dokumentierten Zeitraums bei Wolfsrissen (erheblicher Schaden; Art. 4^{bis} JSV)²⁰.

Anzahl der gerissenen Nutztiere	Zeitraum	Weitere Vorgabe
25 Nutztiere	Innerhalb von 4 Monaten	
15 Nutztiere	Innerhalb von 1 Monat	
10 Nutztiere	Innerhalb von 4 Monaten	frühere Wolfspräsenz nachgewiesen
2 getötete Tiere der Rinder- bzw. Pferdegattungen und Neuweltkameliden	Innerhalb von 4 Monaten	

Aktuelle Voraussetzungen zur Regulierung (Art. 4^{bis} JSV, SR 922.01) sind etwa die erfolgreiche Fortpflanzung im Jahr der Regulierung. Wenn die Regulierung über den Abschuss von Jungtieren stattfindet, darf nach den aktuellen Vorgaben (BAFU 2016) die Anzahl der Jungtiere maximal die Hälfte der im Jahr Geborenen sein. Wenn großer Schaden entsteht, wie etwa Risse von Nutztieren aus geschützten Situationen, ist die Anrechnung vier Monate möglich und der Abschuss darf im gesamten Streifgebiet des Rudels stattfinden. Generell ist sonst der Abschussperimeter zu beschränken und eine Abschussverfügung muss der Verhütung weiterer Schäden an Nutztieren dienen. Wenn jedoch keine zumutbaren Herdenschutzmaßnahmen getroffen wurden, können neue Schäden nicht berücksichtigt werden. Aus diesem Grund ist die Erfassung und Bestimmung der nicht zumutbar schützbar Flächen besonders relevant für die Abschussgenehmigungen.

Bei einem Elterntierabschuss gilt die Definition „besonders schadstiftender Wolf“, wenn Schäden über mehrere Jahre nachweislich einem Tier zuzuschreiben sind (mit genetischem Nachweis), 2/3 der im Rudelgebiet entstandenen Schäden einem Elterntier zuzuordnen sind, und in diesem Bereich Herdenschutz durchgeführt wurde (Art. 4^{bis} Abs. 1^{bis} JSV, SR 922.01) – nur in diesem Fall ist der Wolfsabschuss präventiv durchführbar. Wenn Elterntiere besonders „schadstiftend“ sind (siehe „großer Schaden“) darf auch der Elterntierabschuss stattfinden (dies wären aktuell 10 Nutztierrisse von Schafen oder Ziegen bzw. mindestens 2 Nutztierrisse von Rindern, Pferdeartigen oder Neuweltkameliden)²¹.

Der Nachweis eines besonders „schadstiftenden“ Elterntiers setzt voraus, dass bei allen Nutztierissen versucht wird, den Verursacher zu genotypisieren. Da dieser Nachweis aus den bisherigen Erfahrungen nicht möglich war, war die Möglichkeit zur Entnahme von Problemtieren bisher eher theoretischer Natur.

In den letzten zwei Jahrzehnten (2000-2020) wurden insgesamt 15 behördlich angeordnete Abschüsse in der Schweiz durchgeführt (19 weitere waren angesucht, wurden aber aus verschiedenen Gründen nicht durchgeführt) (Tabelle 17). Durch die

²⁰ https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1988/517_517_517/de#fn-d39850e1121

²¹ <https://www.news.admin.ch/newsd/message/attachments/67411.pdf>

aktuellen Daten (die bestätigten 148 Wölfe in der Schweiz) lässt sich zumindest erkennen, dass die Anzahl der entnommenen Individuen der letzten zwei Jahre auf ein positives Bestandswachstum keinen Einfluss hatte.

Tabelle 17: Angesuchte und tatsächlich durchgeführte Abschüsse (2000-2019) aus Vogt et al. (2020) ergänzt mit Daten aus 2020-2022 (Stand Mai 2022).

Kanton	2000-2019		2020-2022	
	angesucht	ausgeführt	angesucht	ausgeführt
AR	1	0	n.a ²²	n.a
GR	8	5	5	4 ²³
LU	1	0	n.a	n.a
SG	3	1	n.a	n.a
TI	1	0	n.a	n.a
UR	2	1	1	(laufend)
VS	18	8	10	5

²² n.a = not available (Information war zum Zeitpunkt der Arbeit nicht verfügbar)

²³ 2021 wurden in Graubünden drei Abschüsse im Beverinrudel vollzogen (Grund: Nutztierschäden und Verhaltensauffälligkeiten gegenüber Menschen). Eine Entnahme eines Einzelwolfs im Prättigau wurde angesucht aber nicht vollzogen. (Grund Nutztierschäden). 2022 erfolgte eine Entnahme eines verhaltensauffälligen Einzelwolfs auf Grundlage der polizeilichen Generalklausel (Stand 06/2022) Abschüsse von verletzten Tieren durch die Wildhut sind hierhin nicht berücksichtigt (Art. 8 JSG, SR 922.0).

Aus den Workshops ergaben sich folgende Problemfelder und Lösungsansätze:

Im aktuellen Wolfsmanagement, welches in der Vollzugshilfe des BAFU (2016) dargestellt ist, kann in die Wolfspopulation nur dann eingegriffen, wenn trotz vorbeugenden Massnahmen ein erheblicher Schaden angerichtet wurde. Aktuell gibt es die Möglichkeit, Einzeltiere nach einem erheblichen Schadfall (Kanton verfügt direkt), aber auch Rudel (zurzeit max. 50% der Jungtiere) zu regulieren (Kanton verfügt mit Zustimmung des Bundes). Bei Letzteren zeigte sich in den Rudeln *Marchairuz* und *Beverin* hinsichtlich der nachhaltigen Verhinderung von weiteren Schäden und besonders konflikträchtigen Verhalten, dass dieses Regulierungsmittel nicht ausreichend war (Mitteilung AJF GR).

Aufgrund des zunehmend hohen Wolfsbestands kann das aktuelle Wolfsmanagement erhebliche Konflikte kaum mehr vermeiden. Auch der heutige Herdenschutz mit den Pfeilern „technischer Herdenschutz (Zäune)“ und „der Einsatz von Herdenschutzhunden“ kommt zunehmend an seine Grenzen. Das führt dazu, dass immer mehr Wölfe lernen, die bisher wirksamen Herdenschutzmassnahmen zu umgehen.

Die Entnahme von Elterntieren mit „schadstiftendem“ Verhalten ist bisher nur theoretisch möglich und es wurde bereits beobachtet, wie „schadstiftende“ Verhaltensweisen jährlich an die Nachkommen weitergegeben werden (Mitteilung AJF GR).

Die gerechtfertigte Forderung nach Muttertierschutz führt dazu, dass bei reaktivem Eingreifen nach Schadenereignissen keine Möglichkeit für den erhofften (zeitnahen) Lerneffekt oder eine Senkung von Nutztierschäden besteht. Beide Situationen würden also ein proaktives Management erfordern, wenn Lerneffekte der Rudel erwünscht werden.

Eine Gesetzesrevision wie sie im Jahr 2020 vorgeschlagen wurde und welche den Wolfsbestand gezielt steuern lässt, sowohl (a) in der Anzahl Wölfen wie auch (b) im Verhalten der Wölfe, bleibt für die kantonalen Vollzugsstellen weiterhin ein wichtiges Anliegen.

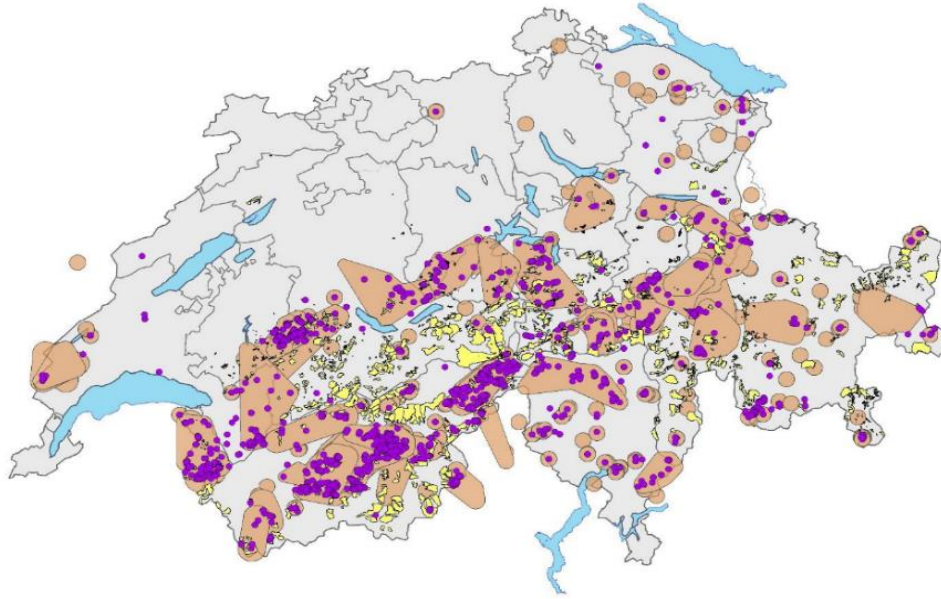


Abbildung 21: Räumliche Verteilung der Schäden an Nutztieren (violette Punkte), Perimeter der Sömmerungsgebiete (gelbe Polygone) und der Aufenthaltsgebiete der genetisch identifizierten Wolfsindividuen (residente Einzelwölfe, Paare oder Rudel = orange Polygone, transiente Wölfe = orange Kreise) von 2004–2019 (Abbildung aus Vogt et al. 2022).

3.5.2. HERAUSFORDERUNG – FESTSTELLEN DES SOZIALSTATUS

Im Rahmen der Workshops des Projektteams zeigte sich, dass im praktischen Vollzug die eindeutigen Kriterien zur Unterscheidung zwischen Einzelwolfsituation, Paarsituation und Rudelsituation nicht praktikabel sind oder auch fehlen, woraus Unsicherheiten entstehen, die nur über ein Rechtsverfahren überprüft werden können. So sind Eingriffe in „schadstiftende“ Rudel nur möglich, sofern Nachwuchs festgestellt wird. Wenn ein Wolfspaar noch nicht reproduziert, in einem Jahr nicht reproduziert oder nicht mehr reproduziert, bräuchte es klare Kriterien zur Festlegung des Sozialstatus.

3.5.3. UMGANG MIT HYBRIDISIERUNG

Hybridisierung ist ein Artenschutzproblem und gestützt auf Artikel 8^{bis} der eidgenössischen Jagdverordnung, können die Kantone Hybride, wenn sie eindeutig als solche erkennbar sind oder geographisch einzugrenzen sind, jederzeit entnehmen (Anhang 1 der JSV, SR 922.01). Hybride kommen vor allem in Gebieten mit extrem niedriger Wolfdichte vor, in denen die Verfügbarkeit potenzieller Paarungspartner gering ist, oder in Gebieten, in denen die Wolfspopulation erheblichen Störungen ausgesetzt ist, beispielsweise durch intensive Bejagung (Linnell et al. 2008). Der wichtigste Faktor für die Häufigkeit von Hybridisierung ist die Anwesenheit von verwilderten Hunden. Da es im Schweizer Alpenraum wenige verwilderte Hunde gibt, ist die Hybridisierung hier generell und bestätigter Weise in der Schweiz bisher eher die Ausnahme (Dufresnes et al. 2019). Fälle aus Frankreich, Italien und Slowenien sind allerdings bekannt, weshalb die Zuwanderung von einzelnen Hybriden in die Schweiz nicht ausgeschlossen werden kann. Werden die direkten Nachkommen von

Wölfen und Hunden (F1) in der Regel optisch erkannt, so kann das Erkennen von Rückkreuzungen schwieriger sein und wird meist erst durch genetische Analysen möglich. Die optischen Merkmale können generell manchmal eindeutig, wie im Beispiel des Wolfes in Graubünden²⁴ (Abbildung 22), welcher Anfang 2022 entnommen wurde, aber durchaus auch uneindeutig sein. So fiel ein durch Fotofallen beobachteter Wolf mit deutlich dunkler Fellfärbung im Kanton Wallis²⁵ auf (Abbildung 23). Dieser Rüde wurde im März 2022 als potenzieller Hybride folglich entnommen. Es stellte sich durch die genetische Analyse jedoch heraus, dass in den letzten vier Generationen keine Rückkreuzung stattgefunden hatte und tatsächlich die genetische Integrität gewahrt war – und es sich um einen Wolf handelte²⁶.



Abbildung 22: Fotofallenbilder (links und Mitte) des Wolfshybriden welcher Anfang 2022 im Kanton Graubünden entnommen wurde (erlegtes Tier rechts) (Foto: Amt für Jagd und Fischerei des Kantons Graubünden).

²⁴

<https://www.gr.ch/DE/Medien/Mitteilungen/MMStaka/2022/Seiten/2022040801.asp>

²⁵

<https://www.natuerlich-jagd.de/im-original/wolf-wegen-verdacht-auf-hybridisierung-erlegt/>

²⁶ Nach dem Washingtoner Artenschutzabkommen, Verordnung (EU) Nr. 1497/2003, Anhang 10: „...Hybride Tiere, bei denen in den vier vorhergehenden Generationen in direkter Linie ein oder mehrere Exemplare einer Art der Anhänge A oder B vorkommen, fallen wie reine Arten unter die Verordnung, auch wenn die betreffende Hybridart nicht ausdrücklich in den Anhängen aufgeführt ist.“



Abbildung 23: Auffällig dunkel gefärbter und irrtümlich als Hybride angesprochener Wolf im Kanton Wallis (Foto: Dienststelle für Jagd, Fischerei und Wildtiere des Kantons Wallis).

3.5.4. KOSTEN IM WOLFSMANAGEMENT

Entschädigungszahlungen der Nutztierrisse für die ganze Schweiz beliefen sich in den Jahren 2015 bis 2019 jährlich zwischen CHF 100.000 und etwa CHF 200.000 (Abbildung 24). 80% der Kosten durch den Bund übernommen werden. Die Kosten für das Monitoring und weitere zahlreiche Aufwändungen im Wolfsmanagement sind sehr schwierig zu eruieren und abhängig vom Aufwand im Zusammenhang mit schadstiftenden Wölfen. Analog der Entwicklung der Wolfspopulation ist jedoch eine ähnliche Entwicklung beim Aufwand im Zusammenhang mit dem Wolfsmanagement festzustellen.

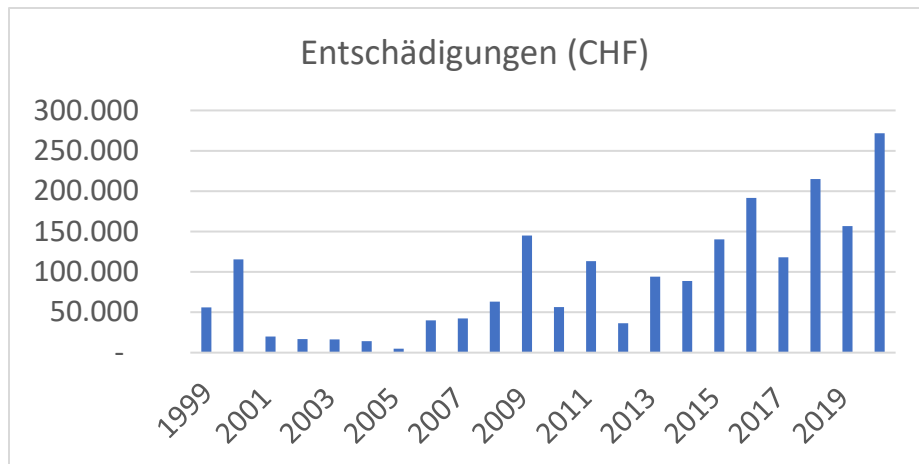


Abbildung 24: Entschädigungszahlungen in CHF zwischen 1999 und 2019 (BAFU 2020²⁷).

Über diese Entschädigungen von Nutztieren hinaus fallen in den Kantonen weitere Kosten im Rahmen des Aufwandes von Personal an. Beispiele:

Im Kanton Wallis investieren Wildhüter und Direktion der Jagdverwaltung inzwischen jährlich mehr als 8000 Personenstunden ins Wolfsmanagement (Monitoring, Abschüsse, Sitzungen etc.) (Mitteilung Dienststelle für Jag, Fischerei und Wildtiere, DJFW, VS).

Im Tessin waren ungefähr 600 Arbeitsstunden während 3 Wochen für einen Abschuss eines einzelnen, schadstiftenden Wolfs nötig (Mitteilung Ufficio della caccia e della pesca, UCP, TI).

Im Kanton Graubünden belief sich der Personalaufwand im Jahr 2021 auf über 8000 Arbeitsstunden (Vorjahr 5500), der finanzielle Aufwand für das Großraubtiermanagement betrug rund CHF 825.000.- (Vorjahr CHF 600.000.-) (Mitteilung AJF GR).

Hier sind nur die Aufwendungen im Zusammenhang mit dem Wolfsmanagement aufgeführt – nicht berücksichtigt sind alle Aufwendung welche im Herdenschutz entstehen²⁸.

²⁷<https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/biodiversitaet/fachinformationen/massnahmen-zur-erhaltung-und-foerderung-der-biodiversitaet/erhaltung-und-foerderung-von-arten/grossraubtiere/wolf.html>

²⁸<https://www.protectiondestroupeaux.ch/nationales-herdenschutzprogramm/kosten-und-finanzierung/>

4. AUSBLICK UND EMPFEHLUNGEN

Die Anzahl an Wolfsterritorien zeigt derzeit in vielen Ländern eine exponentielle Zunahme (IWJ 2022). Die prognostizierte zukünftige Entwicklung der Territorien unter Verwendung von Modellen ist immer mit einer gewissen Unsicherheit behaftet. Die inneren Wachstumsraten sind maßgeblich von Mortalität und Reproduktion geprägt. Insbesondere bei der Annäherung der Anzahl an Wolfsterritorien an die ökologische Tragfähigkeit ist darüber hinaus davon auszugehen, dass dichteabhängige Faktoren die Zunahme beeinflussen und die Modellannahmen verletzt sind. Sowohl vorhandene Literaturangaben (Herrmann 2011; Falcucci et al. 2013; Schnidrig et al. 2016), als auch die vorliegende Studie beziehen sich auf die ökologische Tragfähigkeit, wobei die sozioökonomische und die soziokulturelle Tragfähigkeit keine Berücksichtigung finden. Erste Ansätze einer Kombination von soziokulturellen und ökologischen Aspekten ergaben in der Schweiz eine Anzahl an maximal 13 „erwünschten“ Wolfsrudeln (als „Akzeptanzbestand“) (Behr et al. 2017). Gemäß Schnidrig et al. (2016) sollte die Schweiz zum Erhalt einer langfristig überlebensfähigen Alpenpopulation (günstiger Erhaltungszustand / FCS) mindestens 17 Rudel beitragen. Diese Angaben basieren auf einer Habitatanalyse, mit Datengrundlage aus Nachbarländern (Herrmann 2011), weshalb es sich empfehlen würde, neue Habitatanalysen mit aktuellen Vorkommensnachweisen zu erstellen oder bisherige Modelle damit abzugleichen (da sich die Basisarbeit auf Daten der Nachbarländer stützte).

In den Workshops wurde deutlich: Studien zur Akzeptanz und damit der „sozialen Tragfähigkeit“, aber auch zur Machbarkeit und zum Erfolg verschiedener Managementstrategien (siehe z.B. Kuijper et al. 2019) sind für die Schweiz erforderlich - um zu definieren, in welchem Maße eine potenzielle präventive Regulierung des Wolfsbestands möglich wäre, aber ohne diesen damit zu gefährden. Für den Vollzug ist die Grundannahme von mindestens 17 Rudeln in der Schweiz - gemäß den Angaben von Schnidrig et al. (2016) - welche zu dem Erhalt einer überlebensfähigen Alpenpopulation beitragen eine nachvollziehbare Ausgangslage für zukünftiges Management.

4.1. ZUKÜNFTIGES MANAGEMENT

Die Schweizer Situation zeigt, dass in einer bis in die Hochlagen intensiv genutzten Landschaft die Wolf-Mensch Koexistenz grundsätzlich möglich ist, diese aber zunehmend von Konflikten geprägt wird. Die aktuellen Strukturen des Wildtiermanagements laufen nach einem komplexen Schema unter Integration verschiedener Gruppen ab (siehe Abbildung 20), Ziel ist das Management der großen Beutegreifer im Rahmen der fünf Hauptkompartimente zu planen (Heurich et al. 2019). Um die Koexistenz auch weiterhin zu ermöglichen und Konflikte zu vermindern, stehen verschiedene Management-Werkzeuge zur Verfügung. Der Bestandszuwachs in der Schweiz in den letzten Jahren deutet grundsätzlich auf eine hohe Akzeptanz in der

Bevölkerung hin, doch ohne geeignete Managementmaßnahmen kann möglicherweise die Akzeptanz der lokalen Bevölkerung als entscheidender Faktor nicht aufrechterhalten werden. Jedenfalls sollte das Management weiterhin agil und adaptiv bleiben und hierfür sollen mit vorliegender Arbeit einige Grundgedanken, Anhaltspunkte und konkrete Vorschläge geliefert sein, die zu einer Konfliktminderung mit der Alpwirtschaft beitragen sollen. Das potenzielle Konfliktausmaß in der Schweiz wird künftig wesentlich auch von der Entwicklung und dem Management in den umliegenden Ländern beeinflusst. Ebenso beeinflusst das Management in der Schweiz etwa die Bestände in Vorarlberg, Tirol, Liechtenstein oder auch Südtirol, da für diese die Schweiz durchaus als Quellpopulation (*Source*) der Wölfe dient. Demgegenüber sind die Wolfsbestände in Norditalien, also der Südalpen und des südlichen Alpenvorlandes (Veneto, Trentino, Veltlin etc.) Quellen der Zuwanderung in die Schweiz.

Generell könnte im Rahmen des aktiven Wolfsmanagements in der Schweiz eine Kapazitätsgrenze des Wolfsbestands auf Basis von Habitatmodellen und Populationsmodellen berechnet (bzw. alte Studien aktualisiert) werden. Außerdem sollte auch die „Akzeptanzgrenze“ studiert und durch partizipative Prozesse in die Planung integriert werden. Eine jährliche Abschussquote, welche an die vorliegende Reproduktionsrate und die Zuwanderung gekoppelt ist (zum Beispiel basierend auf dem Anteil der im August/September vorhandenen Welpen) könnte daraufhin festgelegt werden, aber im Sinne des adaptiven Managements gestaltet und jährlich angepasst werden (Okarma und Herzog 2019). Allfällig erlegte „Problemwölfe“ sowie kranke und verletzte Tiere sollten diesem Kontingent angerechnet werden. Zur Überprüfung der Schwere des Eingriffes in Bezug auf den Erhaltungszustand der Schweizer Wolfspopulation, sollten die hier vorgestellten PVAs regelmäßig unter Zuhilfenahme aktueller Parameter neu berechnet werden. Zu einem Managementplan kann auch die Förderung der natürlichen Beute (und eine Verbesserung deren Habitats) in ausgewählten Regionen zählen – obwohl dadurch der Wildeinfluss auf den Wald negativ werden könnte, aber vor allem dadurch Nutztierrisse verhindert und vor allem Konflikte minimiert werden können. Es ist überlegenswert, eine gezielte Lenkung (durch angepasstes Wolfsmanagement) zu vollziehen, sowohl für die Beutetiere als auch folglich für die Wölfe (Kuijper et al. 2019).

Rudel oder Einzelwolf? Für die Schweizer Situation ist es relevant, ob ein Gebiet bereits von einem Wolfsrudel oder von einem Einzelwolf besiedelt ist, oder nur ein transienter Wolf durchgezogen ist.

Die Ergebnisse der Studie zur Wirksamkeit von Schutzmaßnahmen von Vogt et al. (2022) zeigte, dass zwar das Schadensausmaß bei Wolfspaaren höher als bei residenten Einzelwölfen war, aber sich die durchschnittliche Anzahl gerissener Nutztiere pro Sömmerungsgebiet und Jahr nicht zwischen Rudeln und Einzelwölfen unterschieden. Darüber hinaus waren Übergriffe auf Nutztiere von transienten Wölfen wahrscheinlicher als von residenten (Vogt et al. 2022). Es gibt konkrete Beispiele aus Graubünden und Wallis, in denen Einzelwölfe an den Territoriumsgrenzen zweier

Wolfsrudeln als solche erkannt werden konnten, vor allem, wenn jeweils einzelne Leitwölfe besendert wurden (Mitteilung AJF GR).

Im Rahmen der Workshops wurde besonders eine Einteilung in zwei Maßnahmentypen als Variation des aktuell bereits praktizierten schwedischen Wolfsmanagements²⁹ als gangbarer Weg angesehen:

Abhängig davon, wie sich der bestätigte Wolfsbestand einem Kanton darstellt, gilt:

1.) Reaktives Management: um Konflikte zwischen Wolf, Mensch und Nutztieren zu reduzieren, ähnlich wie es heute bereits praktiziert wird, aber mit der Möglichkeit, einzelne, „schadstiftende“ Wölfe schneller zu entnehmen und „schadstiftende“ Wolfsrudel zu regulieren.

2.) Proaktives Management: um den Wolfsbestand zu stabilisieren und zu lenken. Dabei besteht die Möglichkeit, einzelne, über einen längeren Zeitraum „schadstiftende“ Wolfsrudel zu entnehmen. Möglich, sobald in einem Kanton ein Wolfsbestand erreicht ist, der einen aliquoten Anteil am Überleben des Wolfes in der Schweiz gewährleistet und für die betroffene Bevölkerung akzeptabel ist. Berücksichtigung von nicht zumutbar schützbar Regionen.

Sobald der Wolf in einer geografischen Managementeinheit eine Bestandsgröße erreicht hat, die das Überleben des Wolfes gewährleistet (günstiger Erhaltungszustand), und für die betroffene Bevölkerung akzeptabel (Akzeptanzbestand) ist kommt das proaktive Management zusammen mit dem reaktiven Management zum Tragen. Aus früheren Studien (Schnidrig et al. 2016) geht hervor, dass der Schweizer Bestand mindestens 17 Rudel betragen müsse, um den Beitrag der Schweiz für eine Arterhaltung des Wolfes in den Alpen zu gewährleisten. So lange nicht neuere, wissenschaftliche Erkenntnisse vorliegen, können diese Daten als Richtschnur gelten.

Mit dieser Ausgangslage können die Kantone beim Bundesamt für Umwelt auf Grundlage eines jährlichen systematischen und koordinierten Monitorings eine jährliche Maximalentnahme beantragen, unter der die Bestandserhaltung gewährleistet bleibt. Das Bundesamt für Umwelt entscheidet auf Basis von Populationsschätzungen und unter Berücksichtigung der aktuellen Zahlen und einer Entwicklungsvorhersage (z.B. Regulationsabschluss und Problemtierabschluss) über die zulässige Maximalentnahme. In solchen Berechnungen sollten ganzheitlich auch andere Mortalitäten (z.B. durch Krankheit, Verkehrsunfall) berücksichtigt werden.

Der Abschuss von Wölfen könnte demnach dann (im Rahmen einer angesuchten Quote, der Bewilligung des BAFU und vor allem angepasst an die aktuelle Bestandsschätzung) in erster Linie reaktiv (und zeitnah) gezielt dort geschehen, wo im Verlauf des Jahres Probleme auftauchen.

²⁹ [Nationell förvaltningsplan för varg - Förvaltningsperioden 2014-2019 - Justerad version januari 2016 ISBN 978-91-620-8758-6 \(naturvardsverket.se\)](#)
und: [Working document \(mmm.fi\)](#)

Das zukünftige Wolfsmanagement sollte grundsätzlich dynamisch durchgeführt werden und eng an ein intensives, überregional koordiniertes und kontinuierliches Monitoring zur Ermittlung des aktuellen Zustands, des Verhaltens und der Ausbreitungsdynamik des Bestands gekoppelt sein.

Sollte aus dem systematischen Überwachung des Bestandes hervorgehen, dass sich dieser unter dem zu definierenden Minimalbestand fällt, entfällt der Anspruch auf proaktive Entnahme durch die Kantone, womit ein langfristiger Erhalt der Art gesichert werden kann.

4.2. ZUKÜNFTIGES MONITORING UND WISSENSCHAFT

Wird ein Gebiet erstmals von Wölfen (wieder-)besiedelt, so können die Wachstumsraten sehr hoch sein. In „*Upper Peninsula of Michigan*“, USA, stiegen nach der Wiederbesiedelung zwischen 1993 und 1996 die Wolfsbestände um 90% bei einer durchschnittlichen jährlichen Wachstumsrate von 58%. In Nord-Michigan beobachtete man in 24 Jahren von 1993 (30 Wölfe) bis 2016 (434 Wölfe) eine langjährige Rate von 12% (Fuller et al. 2003). In Frankreich wurde die langfristige Populationsentwicklung seit Wiederauftreten des Wolfes 1992 ebenso mit durchschnittlich 12% (Spanne 5% – 25%) errechnet und in Deutschland erhöhte sich der Wolfsrudelbestand innerhalb eines Jahres von 46 (2016) auf 60 (2017), was ein Wachstum des Bestands von ca. 30% entspricht. Auch nach aktuellen Berechnungen beträgt die durchschnittliche Zunahme der Anzahl an Territorien in Deutschland etwa 32% (IWJ, 2022). In der Schweiz gab es 2012 die erste Reproduktion und zum Ende des Wolfsjahres 2022 (im April) wurden 15 Rudel bestätigt. In der Nachbarregion Trentino wurde im Jahr 2013 das erste Rudel beobachtet und mittlerweile, im Jahr 2021 wurden bereits 26 Rudel gezählt (Groff et al. 2022). Dort wurde ein Anstieg von 53% innerhalb von einem Jahr (von 2020 auf das Jahr 2021) erhoben. Mit den verschiedenen möglichen Spannen ist eine klare Vorhersage der Entwicklungen nur schwierig möglich, weshalb es wichtig ist, die einwirkenden Parameter genauer zu betrachten und, um zu untersuchen welche Parameter potenziell eine große Wirkung haben. Vorliegende Studie berücksichtigte keine genetischen Effekte – diese gestalten Modellvorhersagen zwar sicherer sind aber bei zunehmendem und gesundem Bestand (für die demographischen Berechnungen in Vortex) weniger wichtig.

In der vorliegenden Arbeit wurde **nicht** untersucht, wie hoch die **Akzeptanzgröße des Wolfsbestands in der Schweiz** ist. Ebenso wurde kein Habitatmodell zur Bestimmung der ökologischen Tragfähigkeit errechnet. Beide Aspekte sind dringlich wissenschaftlich zu bearbeiten und etwa mit Integration der nicht zumutbar schützbaeren Flächen zu untersuchen.

4.2.1. KRITISCHE WERTE – KAPAZITÄTSGRENZE VS. AKZEPTANZGRENZE

Die Szenarien zur erhöhten Kapazitätsgrenze zeigen erwartungsgemäß, dass die Entwicklung des Bestands zu einem späteren Zeitpunkt diese Grenze erreicht – natürlich jeweils abhängig vom Initialbestand. Eine Variation dieser Werte zeigt etwa, dass bei einem Initialbestand von 200 Tieren und einer Kapazitätsgrenze von 500 (Abbildung 28) nach gut fünf Jahren eine Verdopplung des Bestands denkbar ist. Die aktuellen Zahlen aus dem Jahr 2021 ergaben nach den aktuellen Berechnungen 148 bestätigte Individuen in der Schweiz³⁰. Generell ist davon auszugehen, dass bei einer Annäherung an die Kapazitätsgrenze eine dichtebedingte natürliche Regulierung zu erwarten ist, weshalb es in der Modellierung ab Erreichen der ökologischen Kapazitätsgrenze keinen Anstieg mehr zu beobachten gibt (Abbildung 8; Abbildung 25). Beispielsweise kann es durch erhöhte innerartliche Konkurrenz zu geringeren

³⁰ <https://kora.ch/arten/wolf/bestand/>

Reproduktionsraten oder zu relativ mehr Verkehrsunfällen kommen (weil Individuen zu mehr Mobilität gezwungen sind). Die Modellierung der ökologischen Kapazitätsgrenze ist aufgrund der dünnen Datenlage jeweils mit aktuellen Daten anzupassen. Dies wiederum unterstreicht die Bedeutung der Erforschung von dichteabhängigen Faktoren wie Mortalität und Reproduktion.

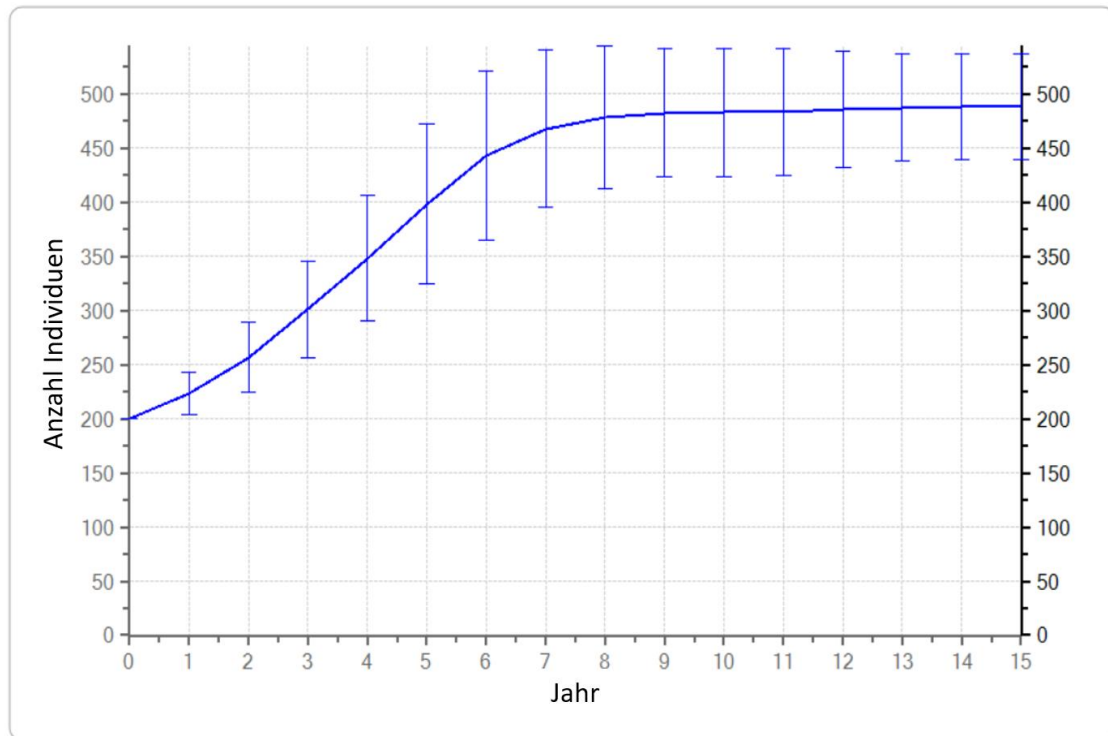


Abbildung 25: Als Variation dargestellt, hier der Verlauf der simulierten Bestandsgröße für den Wolf in der **Schweiz (CH)** nach Jahren, für das Standardszenario (DS) – mit der Annahme eines Initialbestands von 200 Tieren und einer Kapazitätsgrenze von 500 Individuen. Die Ausprägung aller Eingangsparameter des DS finden sich in Tabelle 4. Die Bestandsgröße ist definiert als die Anzahl an Wölfen in der Schweiz und im gesamten Alpenraum. Die Balken zeigen die Bandbreite der Ergebnisse der Simulationen (1.000 Iterationen; Standardabweichung). Das Startjahr der Simulation ist 2021. Das DS stellt keinen Anspruch auf die exakte Abbildung der aktuellen Gegebenheiten, kann aber als Annäherung verstanden werden.

4.2.2. KRITISCHE WERTE – MORTALITÄT

Im Rahmen der vorliegenden Populationsgefährdungsanalyse stellten sich durch die Sensitivitätstests entscheidende kritische Faktoren und Schwellenwerte heraus (gezeigt durch signifikant geringere Bestandszahlen nach 15 Jahren), bei welchen wissenschaftliche Erhebungen das adaptive Management die nächsten Jahre stützen sollten: Im adaptiven Wolfsmanagement werden verschiedene Herangehensweisen diskutiert (Kuijper et al. 2019; AFN 2022), neben Entschädigungen, Schutzmaßnahmen und Vergrämung (wie etwa gleich durch Besenderung) spielt auch Entnahme und deren potenzielle Auswirkung, eine große Rolle. Haupttodesursachen bei Wölfen folgen aus Interaktionen mit Menschen. Wölfe überleben beispielsweise tendenziell dort, wo Siedlungs- und Straßendichte geringer sind ($< 0,6 \text{ km} / \text{km}^2$; Mech 1989; Lovari et al. 2007; Hill et al. 2022). Unfälle im Verkehr zählen in vielen Ländern,

sowie auch in der Schweiz, zur häufigsten Mortalität (siehe Abbildung 4; vgl. auch Reinhardt et al. 2020). Mortalität spielt also eine entscheidende Rolle bei der Entwicklung eines Bestands. Eine Simulation über einen längeren Zeitraum hinweg – (z.B. 100 Jahre) wie dies in PVAs oft angenommen wird – hätte auch bei Simulationen innerhalb dieser Studie zu einem gewissen Aussterberisiko führen können (es wurden aber nur die nächsten 15 Jahre simuliert). Nach Chapron et al. (2012) war keine der von ihnen untersuchten Bestände in simulierten Zukunftsszenarien innerhalb von 100 Jahren überlebensfähig, wenn ihre Mortalität 39% übertraf. Auch Mortalitätsraten geringfügig kleiner als 39% würden immer noch mit hoher Wahrscheinlichkeit zum Aussterben führen (Chapron et al. 2012). Bestätigend zeigte sich in der vorliegenden Studie ab einer Mortalitätsrate von 35% des CH-Bestands ein negativer Trend und ein signifikanter Unterschied der Bestandsgröße nach 15 Jahren im Vergleich zum DS. Eine Studie von Chapron et al. (2003) ergab, dass bei einer jährlichen Mortalität von 32% (auf alle Lebensstadien bezogen) die Wachstumsraten aller untersuchten Bestände zurückgingen (Chapron et al. 2003). Verschiedene Mortalitätsraten (von adulten Tieren) in vorliegender Studie ergab zwischen 30% und 31% noch leicht positives Bestandswachstum, wohingegen ab 32% negatives Wachstum verzeichnet werden konnte (Abbildung 26).

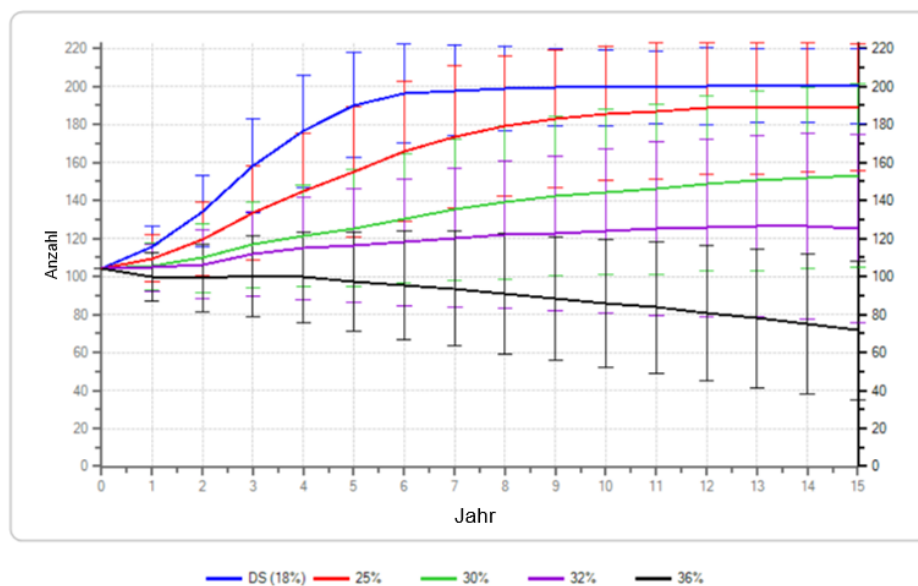


Abbildung 26: Bestandentwicklungen und Auswirkungen der Simulationen von verschiedenen Mortalitäten von **adulten** Tieren auf den Wolfsbestand in der Schweiz (CH). Es zeigt sich eine deutliche Veränderung der Wachstumskurve. Die Balken zeigen die Standardabweichung.

Die Mortalität von adulten Tieren wurde in vorangegangenen Studien zwischen 17% und 25% berechnet (Chapron et al. 2003). Für den schwedischen Wolfsbestand wurde beispielsweise eine Mortalität von 24% angenommen (Chapron et al. 2012), für den italienischen Wolfsbestand 18% (Marucco et al. 2009) oder auch je nach Detektierbarkeit der Individuen sogar 25-34% (Cagnilia et al. 2014).

Mortalität von Welpen

Da die Szenarien zu Mortalität keine Kombinationen verschiedener Parameter im Rahmen der Sensitivitätstests berücksichtigen, wurden speziell für die Diskussion mit dem Programm Vortex 20 faktorielle Sensitivitätstests für Mortalität von Welpen (im Vergleich zu den bisher durchgeführten „Einzelparameter“ – Tests) jeweils für den Bestand CH und ALPG modelliert (bereits mit der Annahme eines Initialbestands von 200 und einer K von 500). Diese Option bietet die größte statistische Aussagekraft für die Prüfung der Auswirkungen der einzelnen Parameterwerte, aber auch der Wechselwirkungen zwischen den Parametern. Die Gesamtzahl der Tests selbst bei einer mäßigen Anzahl von zu prüfenden Parametern kann sehr groß werden, weshalb beim Erstellen der Sensitivitätstests nur die Altersklasse „Welpen“ und deren natürliche Mortalität (SV1) in Kombination mit variierendem Prozentsatz von zusätzlicher Entnahme (SV2) integriert und variiert wurde (Tabellen 18 und 19).

Tabelle 18: Zusammenfassung der Parameter für die faktoriellen Sensitivitätstests zu Mortalität von Welpen. SV=Sensitivitätsvariable.

Parameterbezeichnung	Parameterbeschreibung	Ausprägung (Default)	Ausprägung (Variation)	Änderung um:
SV1 (CH + ALPG)	Mortalität der Welpen (0-1 J)	50	20-60	10
SV2 (CH)	Entnahme in % (Welpen) (Angabe Wert von 0-1)	0	0,1-0,3	0,1

Tabelle 19: Überblick über die im Rahmen der faktoriellen Sensitivitätstests generierten insgesamt 40 Simulationen für den Bestand Schweiz und ALPG zur Abschätzung der Effekte von natürlicher Mortalität und der potenziellen kompensatorischen Wirkung von zusätzlicher Entnahme. im Vergleich zum Standardszenario (DS). Simulationen unterscheiden sich über die Ausprägung der angeführten Parameter. Die fett markierten Szenarien weisen signifikante Unterschiede der Bestandsgröße der Schweiz nach 15 Jahren im paarweisen Test zum Vergleich des DS auf und die Sternchen markieren die signifikanten Unterschiede der Metapopulation (ALPG). SV=Sensitivitätsvariable.

Szenario	SV1	SV2
ST_mort_komp(DS)	50	0
ST_mort_komp(1)	20	0,1
ST_mort_komp(2)	20	0,2
ST_mort_komp(3)*	20	0,3
ST_mort_komp(4)*	20	0,4
ST_mort_komp(5)	30	0,1
ST_mort_komp(6)	30	0,2
ST_mort_komp(7)*	30	0,3
ST_mort_komp(8)*	30	0,4
ST_mort_komp(9)	40	0,1
ST_mort_komp(10)	40	0,2

ST_mort_komp(11)*	40	0,3
ST_mort_komp(12)*	40	0,4
ST_mort_komp(13)	50	0,1
ST_mort_komp(14)*	50	0,2
ST_mort_komp(15)*	50	0,3
ST_mort_komp(16)*	50	0,4
ST_mort_komp(17)	60	0,1
ST_mort_komp(18)*	60	0,2
ST_mort_komp(19)*	60	0,3
ST_mort_komp(20)*	60	0,4

Die Ergebnisse der Sensitivitätstests zeigen, dass der Bestand nach 15 Jahren im Vergleich zum DS (in welchem die Welpenmortalität mit 50% angenommen wurde und keine zusätzliche Mortalität durch Entnahme besteht) in sechs Szenarien beim Bestand CH und in acht Szenarien bei Bestand ALPG nicht signifikant unterschiedlich ist – aber durchaus mit großer Standardabweichung (Abbildungen 27 und 28). Alle anderen Szenarien weisen signifikant unterschiedliche Bestandszahlen nach 15 Jahren auf.

Ist die natürliche Mortalität von Welpen bei 20% oder 30%, wäre der Bestand bei 30%iger zusätzlicher Entnahme nach 15 Jahren mehr als halbiert bzw. gedrittelt und bei 40% bei unter 30 Individuen (Szenarien 3, 4, 7, 8; Abbildung 28a). In den Szenarien 2, 6, 9, 10, 13, 17 zeigt sich ein verringertes Wachstum des Bestands im Verlauf der Jahre, aber es ergibt sich keine negative Wachstumskurve (Abbildung 28).

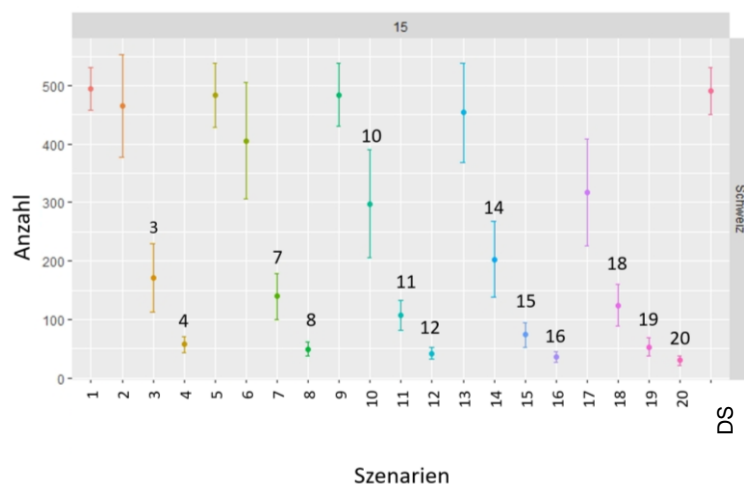


Abbildung 27: Auswirkungen der Simulationen zu Mortalität mittels kombinierten Parametern auf den Wolfsbestand in der Schweiz (CH), ausgedrückt über die Gesamtanzahl an Individuen nach 15 Jahren. Zahlen kennzeichnen jene Simulationen, welche sich signifikant vom Standardszenario (DS) unterscheiden. Punkte symbolisieren berechnete Mittelwerte, Balken kennzeichnen die Standardabweichung vom jeweiligen Mittelwert.

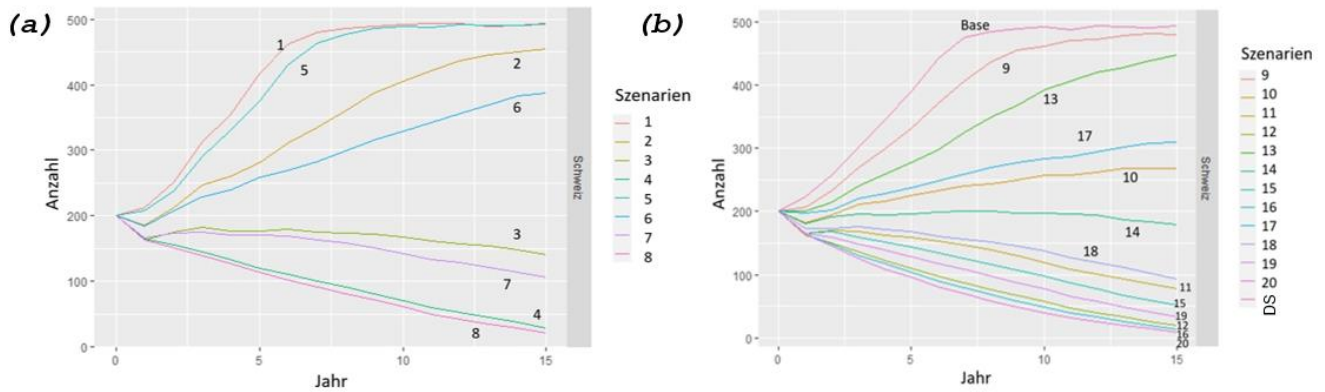


Abbildung 28: Bestandsentwicklung und Auswirkungen verschieden kombinierter Mortalitätswerte von Welpen auf den Wolfsbestand in der Schweiz (CH). Eine Reduktion der natürlichen Mortalität von Welpen bei gleichzeitiger Erhöhung der Entnahme durch den Menschen, beeinflussen den Verlauf der simulierten Bestandsgröße (variierende Werte sind in Tabelle 19 gelistet), wie ein Vergleich der gemittelten Kurven zeigt (a: Szenarien 1-8 b: Szenarien 9-20). Eine Erhöhung der Mortalität durch eine Entnahme eines Prozentsatzes an Welpen bei gleichzeitiger Reduktion der natürlichen Mortalität zeigt in beiden Abbildungen (a und b) trotzdem eine deutlich schwächere Wachstumskurve bei Erhöhung der Entnahme.

Zusammengefasst

Die durchgeführte Populationsgefährdungsanalyse unterstreicht die Relevanz der Mortalität für das generelle Bestandwachstum. Dabei zeigt sich einerseits die Abhängigkeit der Wachstumsrate von der Mortalitätsrate allgemein, andererseits wird deutlich, dass die Effekte der Mortalität zwischen den Altersstadien variieren (Kapitel 3.4). Die Mortalität adulter (und vor allem territorialer) Wölfe hat einen großen Einfluss auf die Bestandsentwicklung – einen größeren als beispielsweise der von Welpen (IWJ 2022; siehe ebenso Kapitel 3.4) oder der von Jährlingen. Bei einer theoretischen Entnahme adulter Wölfe um jeweils einen gewissen Prozentsatz ist die Wachstumskurve ab 30%iger Mortalität bereits negativ. Bei 10% würde der Bestand weiter ansteigen (diesen also zumindest unter gegebenen Annahmen nicht gefährden), doch bereits bei 20% zeigt sich eine im Grunde gleichbleibend gerade Wachstumskurve (was dem Bestand wenig Spielraum lassen würde und deshalb als äußerstes Maximum angesehen werden sollte). Damit zeigt sich eine Bandbreite von maximal 10-20% potenzieller Entnahme um unter den Annahmen der Modellierung keine Bestandsgefährdung zu erzeugen. In den Zusatzberechnungen zu der Mortalität der Welpen (Tabelle 18 und 19 sowie Abbildungen 26 und 27) zeigt, dass auch eine verringerte Mortalität von z.B. 20% bei Welpen bei 30%iger (regelmäßiger) Entnahme einen signifikant geringeren Bestand nach 15 Jahren ausmachen würde. Bei einer Erhöhung der Welpenmortalität auf 60% wäre der signifikante Unterschied bereits bei einer 10%iger Entnahme gegeben (da die Gesamtmortalität erhöht ist). Es wurde in den Analysen KEINE Kombination von Entnahme verschiedener Altersklassen untersucht. Jedoch zeigt sich, dass die bisherige Entnahme von „schadenverursachenden“ Wölfen für die Entwicklung der Bestandsgröße nicht problematisch

war, und wenn diese Entnahmen im Rahmen der max. 10-20% bleiben, so dürfte dies auch weiterhin nicht bestandsgefährdend sein.

Nach den vorliegenden Sensitivitätstests entstehen kritische Mortalitätswerte bei Welpen ab 75%, bei Jährlingen bzw. Subadulten ab 60%, und bei Adulten ab 35%. Um eine Verfeinerung der Analyse durchzuführen wäre eine weitere Simulation in 1% Schritten empfehlenswert. Generell wird es demnach besonders wichtig, im Rahmen eines adaptiven Managements die **realen Mortalitätsfaktoren und -zahlen zu beobachten und zu erforschen**. Darüber hinaus müssen jedenfalls bei einer potenziellen Entnahme auch die kritischen Reproduktionsparameter beachtet werden, welche zeigen, dass signifikante Unterschiede der Bestandszahlen nach 15 Jahren bestehen, wenn eine Fähe im Schnitt nur 1-2 Welpen pro Jahr als Nachwuchs verzeichnen würde (Siehe Kapitel 2.6.3).

Die Ergebnisse müssen mit Bedacht interpretiert werden, da bei Adulten eine natürliche Mortalität von 18% angenommen wird – doch bezieht sich diese Parametergröße nicht auf tatsächliche Zahlen aus der Schweiz (sondern resultiert aus Literaturwerten anderer Bestände).

Mortalität kann auch dichteabhängig sein und sich erhöhen, sobald das Rudel wächst (durch intraspezifische Aggression, Beute-Verfügbarkeit etc.; Cubaynes et al. 2014). Diese Faktoren sind oft nicht vorhersehbar, weshalb die Simulationen und verschiedenen Szenarien der vorliegenden Studie auch in Zukunft einem Überblick dienen können.

4.2.3. KOMPENSATORISCHE MORTALITÄT

Zwischen komplett additiver oder komplett kompensatorischer Mortalität kann die Jagd auch teilweise kompensatorisch wirken (Mills 2012). Es kann aber auch, wie etwa bei Kojoten festgestellt wurde, eine starke Kompensation bei Bejagung auftreten - es erhöhte sich die Reproduktionszahl, das Überleben der Welpen und die Zuwanderung (Mills 2013). Die Frage, ob es potenziell einen Ausgleich durch verschiedene Quellen der Mortalität bei Wölfen gibt, ist für den Naturschutz und das Management relevant. Es wird manchmal argumentiert, dass eine Entnahme nur geringe Auswirkungen auf die gesamte Mortalität hat, doch in einer Studie über nordamerikanische Wolfspopulationen wurde ein starker Zusammenhang der jährlichen Gesamtsterblichkeit mit dem Bestandswachstum gefunden (Creel & Rotella 2010). Die zusätzliche Entnahme durch den Menschen war mit einem stark additiven Anstieg der Gesamtsterblichkeit verbunden. Das Wachstum der Bestände ging mit zunehmender Entnahme zurück, selbst bei niedrigen Entnahmeraten (Creel & Rotella 2010). In einer Langzeitstudie aus den USA wurde dies weiter differenziert – in der ersten Phase der Wiederbesiedelung war die Mortalität am höchsten und am niedrigsten während einer Periode des anhaltenden Bestandswachstums (Stenglein et al. 2018). Nach gut zwanzig Jahren wurde ein (im besten Fall) teilweiser Ausgleich der durch den Menschen verursachten und der natürlichen Mortalität festgestellt. Hill et al. (2022) untersuchten speziell die Auswirkungen auf Gesamtsterblichkeit bei zusätzlicher Bejagung. Hier zeigte sich, dass der Gesamtanteil der anthropogenen Wolfsmortalität in Regionen mit Bejagung geringer als in Gebieten ohne Bejagung oder gemischten Jagdbestimmungen war. Das weist darauf hin, dass die Mortalität durch die Jagd weder vollständig additiv noch kompensatorisch war. Der Anteil von Entnahmen im Rahmen von notwendigen Managementmaßnahmen – etwa ausgelöst durch Schadfälle – war in Gebieten mit „offener Jagdsaison“ geringer, was darauf hindeutet, dass die legale Jagd Konflikte zwischen Mensch und Wolf verringern kann oder dass diese Gebiete weniger Potenzial (durch landschaftliche Gegebenheiten) für Entnahmen durch das Management haben (z. B. weniger Nutztierrisse). Hill et al. (2022) kamen jedenfalls zu dem Ergebnis, dass ein effektives Management des Wolfsbestands durch die Einführung von Bejagungsmaßnahmen Konflikte in den USA reduzieren kann. Ähnliche Studien sind in Europa nicht verfügbar und weitere Forschung auf diesem Gebiet ist nötig, um die kompensatorischen Effekte weder zu über- noch zu unterschätzen. In der Schweiz waren bisher 86% der Wolfsmortalitäten vom Menschen verursacht (über den gesamten Zeitraum 1998-2021; Stand 01/2022 mit 72 erfassten Totfunden). Davon wurden 42% durch den Straßenverkehr, 31% durch Entnahme und 14% durch illegale Tötung verursacht (siehe auch Kapitel 2.4.4). 10% der Mortalitäten sind unbekannter Natur und nur 4% natürlichen Ursprungs. Es ist durchaus anzunehmen, dass Wölfe, welche eines natürlichen Todes sterben, schwieriger aufzufinden sind. Die tatsächlichen Totfunde vom Wolfswelpen in der Schweiz fanden bisher (über alle Jahre hinweg) zwischen September und März statt (zum 1. Mai beginnt das neue Wolfsjahr und Welpen gelten dann bereits als Jährlinge, bzw. als subadulte Tiere in den vorliegenden Daten) (Abbildung 29). Ob es tatsächliche

kompensatorische Effekte von menschlich verursachten Mortalitäten bei Wölfen in der Schweiz gibt, bleibt zu untersuchen.

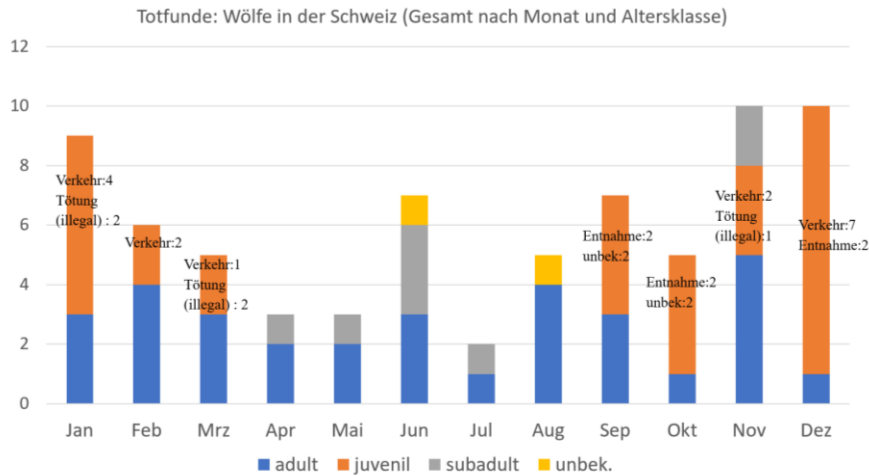


Abbildung 29: Zusammengefasste Totfunde von in der Schweiz aufgefundenen Wölfen aller Altersklassen (juvenil = Welpen, subadult = in diesem Kontext - Jungtiere bis zum ersten Geburtstag und Individuen zwischen zwei und drei Jahren alt, welche noch nicht reproduzieren). Mit ergänzender Angabe der Todesursache (herausgelesen aus den für diese Arbeit zur Verfügung gestellten KORA-Daten).

4.2.4. KRITISCHE WERTE – REPRODUKTION

Weitere kritische Werte zeigen sich bei den Simulationen zu „Reproduktion“: Würde also die mittlere Anzahl an Nachkommen im Bestand auf ein bis zwei pro Wurf zurückgehen, wäre nach 15 Jahren die Bestandsgröße signifikant geringer. Ebenso würde eine Verringerung der reproduzierenden Weibchen (auf 10, 20 oder 30%) und der reproduzierenden Männchen (auf 10%) signifikant geringere Zahlen nach 15 Jahren aufweisen.

4.2.5. KRITISCHE WERTE – KATASTROPHEN

Die Frequenz und Schwere von „Katastrophen“ kann bei einer Erhöhung der Frequenz eine Rolle spielen und ab 20% Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer Katastrophe mit simulierten Bestandseinbrüchen von 50% bereits signifikante Auswirkungen auf die Bestandszahlen nach 15 Jahren haben.

4.2.6. KRITISCHE WERTE – DISPERSAL

Die Geschwindigkeit der Populationsentwicklung wird grundsätzlich von der Größe der umliegenden Teilpopulationen und deren Entwicklung mitbeeinflusst. Die Möglichkeiten der Einwanderungen werden zusätzlich aufgrund von „Barrieren“ (z.B. Mortalitätsrate aufgrund von Verkehr bzw. illegalen Abschüssen) gesteuert.

Durch die Analysen über den Einfluss des Parameters *Dispersal* (Kapitel 3.6) wurde verdeutlicht, dass dieser einen entscheidenden Einfluss etwa auf Mortalitätsparameter haben kann. So wäre es denkbar, dass hohe Zuwanderung eine erhöhte Mortalität ausgleicht, oder umgekehrt eine verringerte Zuwanderung dem Bestand plötzlich keinen Spielraum (Puffer) mehr bietet. Einer genauen Erhebung der einwandernden Wölfe kommt somit eine besondere Bedeutung zu.

4.2.7. MONITORING

Ebenso wichtig wie die Beobachtung der vorangehend erwähnten Parameter scheint die Rudelgröße, welche idealerweise so häufig wie möglich (zumindest zweimal jährlich – im Sommer und im Winter) erhoben werden sollte. Damit ist die Vergleichbarkeit zu anderen Ländern eher gegeben (Reinhardt et al. 2019).

Darüber hinaus bietet grundsätzlich die Kombination von opportunistischen und systematischen Erhebungen viele Vorteile und reduziert das Risiko von Fehleinschätzungen (De Barba et al. 2010), weshalb weiterhin gleichzeitig verschiedene Monitoringmethoden angewendet werden sollten. Die Kombination verschiedener Monitoringmethoden erweist sich als vielversprechend und die Integration von Artenspürhunden als zukunftsweisend (Heurich et al. 2019; Cozzi et al. 2021; Hatlauf et al. 2021). Um demographische Parameter zu erfassen, braucht es im genetischen Monitoring die notwendigen Kapazitäten (z.B. zur Abgrenzung von Territorien, Einwanderung, Erfassung von Wurfgrößen oder Mortalitätsereignissen). Weiterführende Fragestellungen könnten außerdem dichteabhängige Faktoren genauer betrachten, um über Effekte von verschiedenen Wölfedichten, Beuteverfügbarkeit und Populationsstruktur, oder auch altersspezifische Überlebensraten mehr zu erfahren (Cubaynes et al. 2014).

4.2.8. BESENDERUNG VON EINZELNEN INDIVIDUEN

Die Besenderung von fünf Wölfen hat sich in Graubünden als sehr lehrreich und als wichtiger Mehrwert erwiesen³¹. Einerseits wirkt sie als ein Vergrämungsmittel, andererseits ermöglichen die besenderten Tiere wichtige Einblicke in die Rudel und auch des Abwanderungsverhaltens. Eine Vergrämung zeigte sich etwa bei dem Rüden M116 aus dem Valgrondarudel, welcher vor der Besenderung deutlich auffälliges Verhalten zeigte und bereits durch Nutztierrisse aufgefallen war – sich jedoch nach der Vergrämung (durch die Besenderung) als sehr scheu erwies, beim Elternrudel verblieb, erst später abwanderte, und nicht mehr auffällig war (Arno Puorger, persönliche Mitteilung). Es ist empfehlenswert, weiterhin Individuen zu besendern, um die vergrämende Wirkung zu nutzen aber darüber hinaus auch entsprechende Erfahrungen zu Sozialleben, Raumnutzung oder Abwanderungsverhalten zu sammeln.

³¹ <https://kora.ch/aktuell/wolf/erfolgreiche-besenderung-eines-wolfes-im-rheinwald/>

Die im Rahmen dieser Studie durchgeführten Analysen zum Wolfsbestand in der Schweiz prognostizieren eine weitere Bestandszunahme. Dies stellt das Wildtiermanagement sowie viele andere Personengruppen voraussichtlich auch in Zukunft vor diverse Herausforderungen. Das Autorenteam hofft, mit dieser wissenschaftlichen und werturteilsfreien Studie eine hilfreiche Grundlage für die Planung eines zielorientierten Wolfsmanagements bereitzustellen.

Danksagung

Wir bedanken uns bei den Kollegen Florian Kunz, Paul Griesberger und Frederik Sachser für die Unterstützung bei der Vorarbeit und Ausarbeitung der Modellierungen, und bei Andreas Daim für die Basis des einleitenden Kapitels. Ebenso gilt großer Dank dem Team von KORA, welches die Daten zusammengefasst zur Verfügung stellte. Ganz besonders möchten wir uns für die gute Kooperation mit den Projektpartnern bedanken!

5. LITERATUR

- Adams LG, Stephenson RO, Dale BW, Ahgook RT, Demma DJ (2008) Population dynamics and harvest characteristics of wolves in the Central Brooks Range, Alaska. *Wildlife Monographs* 170: 1–25, doi: 10.2193/2008-012
- AFN (2022) Aktionsbündnis Forum Natur: Wildtiermanagement Wolf - Handlungsvorschlag für ein praxisorientiertes Wolfsmanagement in der Kulturlandschaft Deutschlands. 2022, 52 pp
- AGRIDEA (2022) Jahresbericht Herdenschutz Schweiz 2022. https://www.protectiondestroupeaux.ch/fileadmin/doc/Berichte/Jahresberichte/Agridea/Jahresbericht_HS_2021_def.pdf
- Akesson M, Liberg O, Sand H, Wabakken P, Bensch S, Flagstad O (2016) Genetic rescue in a severely inbred wolf population. *Molecular Ecology* 25(19): 4745–4756, doi: 10.1111/mec.13797
- Allendorf FW, Luikart G, Aitken SN (2013) Conservation and the Genetics of Populations, 2nd ed. Wiley-Blackwell, Chichester, UK, 624 pp
- Amt für Jagd und Fischerei Graubünden (2021) Wölfe im Kanton Graubünden 2020 - Erfahrungen des Amtes für Jagd und Fischerei (AJF), 1–17
- Andersen LW, Harms V, Caniglia R, Czarnomska SD, Fabbri E, Jędrzejewska B, Kluth G, Madsen AB, Nowak C, Pertoldi C, Randi E, Reinhardt I, Stronen AV (2015) Long-distance dispersal of a wolf, *Canis lupus*, in northwestern Europe. *Mammal Research* 60(2): 163–168, doi: 10.1007/s13364-015-0220-6
- BAFU (2016) Konzept Wolf Schweiz. Vollzugshilfe des BAFU zum Wolfsmanagement in der Schweiz. *Umwelt-Vollzug* Nr. UV-1605-D, 26 pp
- BAFU (2019) Liste der Nationalen Prioritären Arten und Lebensräume. In der Schweiz zu fördernde prioritäre Arten und Lebensräume. Bundesamt für Umwelt (BAFU). *Umwelt-Vollzug* Nr.1709, 99 pp
- BAFU (2021) Erläuternder Bericht zur Änderung der Verwildlebender Säugetiere und Vögel (Jagdordnung über die Jagd und den Schutzverordnung, JSV, SR 922.01). 2021, 1–15 pp
- BAFU (2022) Rote Liste der Säugetiere (ohne Fledermäuse). Bundesamt für Umwelt (BAFU). info fauna (CSCF). *Umwelt-Vollzug* Nr. 2202, 43 pp
- Banzer M (2018) Calanda Wölfe und deren Einflüsse auf das Wildtiermanagement im Kanton Graubünden (CH), 48
- Bassi E, Donaggio E, Marcon A, Scandura M, Apollonio M (2012) Trophic niche overlap and wild ungulate consumption by red fox and wolf in a mountain area in Italy. *Mammalian Biology* 77(5): 369–376, doi: 10.1016/j.mambio.2011.12.002
- Bauduin S, Grente O, Santostasi NL, Ciucci P, Duchamp C, Gimenez O (2020) An individual-based model to explore the impacts of lesser-known social dynamics on wolf populations. *Ecological Modelling* 433(January): 109209, doi: 10.1016/j.ecolmodel.2020.109209
- Behr DM, Ozgul A, Cozzi G (2017) Combining human acceptance and habitat suitability in a unified socio-ecological suitability model: a case study of the wolf in Switzerland. *Journal of Applied Ecology* 54(6): 1919–1929, doi: 10.1111/1365-2664.12880
- Blanco JC, Cortéz Y (2007) Dispersal patterns, social structure and mortality of wolves living in agricultural habitats in Spain. *Journal of Zoology* 273: 114–124
- Brainerd S (2007) European Charter on Hunting and Biodiversity. *Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats* 28(November): 1–29
- Breitenmoser U, Bürki R, Lanz T, Pittet M, Arx von, Breitenmoser-Würsten C (2016) The recovery of wolf *Canis lupus* and lynx *Lynx lynx* in the Alps: Biological and ecological parameters and wildlife management systems. *KORA Bericht* 70(70): 1–276
- Bruford MW (2015) Additional Population Viability Analysis of the Scandinavian Wolf Population. 76 pp
- Bull J (2006) A population viability analysis for wolves in Norway under different management regimes. Masterarbeit, University of London, September 2006, 72
- Caniglia R, Fabbri E, Cubaynes S, Gimenez O, Lebreton JD, Randi E (2012) An improved procedure to estimate wolf abundance using non-invasive genetic sampling and capture-recapture mixture models. *Conservation Genetics* 13(1): 53–64, doi: 10.1007/s10592-011-0266-1
- Caniglia R, Fabbri E, Galaverni M, Milanese P, Randi E (2014) Noninvasive sampling and genetic variability, pack structure, and dynamics in an expanding wolf population. *Journal of Mammalogy* 95(1): 41–49, doi: 10.1644/13-MAMM-A-039
- Carroll C, Fredrickson RJ, Lacy RC (2014) Developing metapopulation connectivity criteria from genetic and habitat data to recover the endangered Mexican Wolf. *Conservation Biology* 28(1): 76–86, doi: 10.1111/cobi.12156

- Carroll C, Lacy RC, Fredrickson RJ, Rohlf DJ, Hendricks SA, Phillips MK (2019) Biological and Sociopolitical Sources of Uncertainty in Population Viability Analysis for Endangered Species Recovery Planning. *Scientific Reports* 9(1): 1–12, doi: 10.1038/s41598-019-45032-2
- Chapron G, Arlettaz R (2006) Using models to manage carnivores. *Science* 314, 1682–1683
- Chapron G, Andrén H, Sand H, Liberg O (2012) Demographic Viability of the Scandinavian Wolf Population. *A report to Naturvårdsverket from SKANDULV*: 1–56
- Chapron G, Legendre S, Ferrière R, Clobert J, Haight RG (2003) Conservation and control strategies for the wolf (*Canis lupus*) in western Europe based on demographic models. *Comptes Rendus - Biologies* 326(6): 575–587, doi: 10.1016/S1631-0691(03)00148-3
- Ciucci P, Reggioni W, Maiorano L, Boitani L (2009) Long-distance dispersal of a rescued wolf from the northern Apennines to the western Alps. *Journal of Wildlife Management* 73: 1300–1306, doi: 10.2193/2008-510
- Cozzi G, Hollerbach L, Suter SM, Reiners TE, Kunz F, Tettamanti F, Ozgul A (2021) Eyes, ears, or nose? Comparison of three non-invasive methods to survey wolf recolonisation. *Mammalian Biology* 101(6): 881–893, doi: 10.1007/s42991-021-00167-6
- Creel S, Rotella JJ (2010) Meta-analysis of relationships between human off-take, total mortality and population dynamics of gray wolves (*Canis lupus*). *PLoS ONE* 5(9), doi: 10.1371/journal.pone.0012918
- Crook SE, Paulus G (2016) An Agent-Based Model for Exploring Wolf Recolonization in Austria. *GI_Forum* (2): 3–19, doi: 10.1553/giscience2016_02_s3
- Cross PC, Beissinger SR (2001) Using logistic regression to analyze the sensitivity of PVA models: A comparison of methods based on African wild dog models. *Conservation Biology* 15: 1335–1346
- Coulson T, Mace GM, Hudson E, Possingham H (2001) The use and abuse of population viability analysis. *Trends in Ecology and Evolution* 16(5): 219–221, doi: 10.1016/S0169-5347(01)02137-1
- Cubaynes S, Macnulty DR, Stahler DR, Quimby KA, Smith DW, Coulson T (2014) Density-dependent intraspecific aggression regulates survival in northern Yellowstone wolves (*Canis lupus*). *Journal of Animal Ecology* 83(6): 1344–1356, doi: 10.1111/1365-2656.12238
- De Barba M, Waits LP, Genovesi P, Randi E, Chirichella R, Cetto E (2010) Comparing opportunistic and systematic sampling methods for non-invasive genetic monitoring of a small translocated brown bear population. *Journal of Applied Ecology* 47(1): 172–181, doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01752.x
- Di Sabatino, Lorusso A, Francesco CE Di, Gentile L, Pirro V Di, Bellacicco AL, Giovannini A, Francesco G Di, Marruchella G, Marsilio F, Savini G (2014) Arctic lineage-canine distemper virus as a cause of death in apennine wolves (*Canis lupus*) in Italy. *PLoS ONE* 9(1), doi: 10.1371/journal.pone.0082356
- Drechsler M, Burgman MA, Menkhurst PW (1998) Uncertainty in population dynamics and its consequences for the management of the Orange-Bellied Parrot *Neophema chrysogaster*. *Biol Conserv* 84: 269–281
- Duchamp C, Chapron G, Gimenez O, Robert A, Sarrazin F, Beudels-Jamar R, Maho Y Le (2017) Expertise scientifique collective sur le devenir de la population de loups en France - Demarche dévaluation perspective a l'horizon 2024/2030 et viabilite a long term sous la coordination ONCFS-MNHN. 2017, 92 pp
- Dufresnes C, Remollino N, Stoffel C, Manz R, Weber JM, Fumagalli L (2019) Two decades of non-invasive genetic monitoring of the grey wolves recolonizing the Alps support very limited dog introgression. *Scientific Reports* 9(148), doi: 10.1038/s41598-018-37331-x
- Falcucci A, Maiorano L, Tempio G, Boitani L, Ciucci P (2013) Modeling the potential distribution for a range-expanding species: Wolf recolonization of the Alpine range. *Biological Conservation* 158: 63–72, doi: 10.1016/j.biocon.2012.08.029
- Flather CH, Hayward GD, Beissinger SR, Stephens PA (2011) Minimum viable populations: Is there a “magic number” for conservation practitioners? *Trends in Ecology and Evolution* 26(6): 307–316, doi: 10.1016/j.tree.2011.03.001
- Frankham R, Ballou JD, Briscoe DA (2010) Introduction to Conservation Genetics. Cambridge University Press, Cambridge
- Frankham R, Bradshaw CJA, Brook BW (2014) Genetics in conservation management: Revised recommendations for the 50/500 rules, Red List criteria and population viability analyses. *Biological Conservation* 170: 56–63, doi: 10.1016/j.biocon.2013.12.036
- Fuller TK (1989) Population dynamics of wolves in north-central Minnesota. *Wildlife Monographs* 105: 3–41

- Fuller TK, Mech LD, Cochrane JF (2003) Wolf population dynamics. *USGS Northern Prairie Wildlife Research Center (2003)* (January 2003) 161-191 pp
- Gese EM, Mech LD (1991) Dispersal of wolves (*Canis lupus*) in northeastern Minnesota, 1969–1989. *Canadian Journal of Zoology* 69: 2946–2955
- Glenz C, Massolo A, Kuonen D, Schlaepfer R (2001) A wolf habitat suitability prediction study in Valais (Switzerland). *Landscape and Urban Planning* 55(1): 55–65, doi: 10.1016/S0169-2046(01)00119-0
- Hackländer K (2019) Rotwild und große Beutegreifer. *25 Österreichische Jägertagung 2019, 2017–2019*
- Hackländer K, Daim A, Bayer K, Kattelhardt J, Hinterseer AC, Niedermayr A, Kapfer M, Pröbstl-Haider U, Mostegl N, Schlegel A, Hödl C, Kriechbaum M, Splechna B, Pennerstorfer J, Pröbstl F, Seiberl M (2019) Gutachterliche Stellungnahme zu rückkehrenden Wölfen auf den Auswirkungen von Erholungswirtschaft, Jagd- und Weidehaltung, Freizeit- und Landwirtschaft und traditionelle Forstwirtschaft sowie Biodiversität im Ostalpenraum. *BOKU-Berichte zur Wildtierforschung und Wildbewirtschaftung* 23: 466
- Hatlauf J, Böcker F, Wirk L, Collet S, Schley L, Szabó L, Hackländer K, Heltai M (2021) Jackal in hide: detection dogs show first success in the quest for golden jackal (*Canis aureus*) scats. *Mammal Research* 66(1): 227–236, doi: 10.1007/s13364-020-00537-4
- Herrmann T (2011) Habitat Suitability modelling for wolves (*Canis lupus*) – Using presence-only data from France to estimate habitat suitability in Switzerland. Warsaw University of Life Sciences-SGGW & Eberswalde University for Sustainable Development-HNEE, 1–65 pp
- Heurich M, Schraml U, Zimmermann F, Mettler D, Wotschikowsky U, Skuban Michaela, Schumacher J, Bauer F, Kulisch M, Tenhaeff C (2019) Wolf, Luchs und Bär in der Kulturlandschaft.
- Hindrikson M, Remm J, Pilot M, Godinho R, Stronen AV, Baltrūnaitė L, Czarnomska SD, Leonard JA, Randi E, Nowak C, Åkesson M, López-Bao JV, Álvares F, Llana L, Echegaray J, Vilà C, Ozolins J, Rungis D, Aspi J, Paule L, Skrbinšek T, Saarma U (2017) Wolf population genetics in Europe: a systematic review, meta-analysis and suggestions for conservation and management. *Biological Reviews* 92(3): 1601–1629, doi: 10.1111/brv.12298
- Hill JE, Boone HM, Gantchoff MG, Kautz TM, Kellner KF, Orning EK, Parchizadeh J, Petroelje TR, Wehr NH, Finnegan SP, Fowler NL, Lutto AL, Schooler SL, Bosch M van den, Zubiria Perez A, Belant JL (2022) Quantifying anthropogenic wolf mortality in relation to hunting regulations and landscape attributes across North America. *Ecology and Evolution* 12(5): 1–12, doi: 10.1002/ece3.8875
- Imbert C, Caniglia R, Fabbri E, Milanese P, Randi E, Serafini M, Torretta E, Meriggi A (2016) Why do wolves eat livestock?: Factors influencing wolf diet in northern Italy. *Biological Conservation* 195: 156–168, doi: 10.1016/j.biocon.2016.01.003
- Imesch N, Stadler B, Bolliger M, Schneider O (2015) Biodiversität im Wald: Ziele und Massnahmen. Vollzugshilfe zur Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt im Schweizer Wald, Volume Nr. 1503. Bundesamt für Umwelt, 186 pp
- IWJ (2022) Modellbasierte Populationsstudie über den Wolf in Niedersachsen, als Teilaspekt zum Erhaltungszustand in Deutschland. Projektbericht, Hrsg.: Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ) Universität für Bodenkultur Wien, 1–110
- Jansson E, Ruokonen M, Kojola I, Aspi J (2012) Rise and fall of a wolf population: genetic diversity and structure during recovery, rapid expansion and drastic decline. *Molecular Ecology* 21(21): 5178–5193, doi: 10.1111/mec.12010
- Jarausch A, Harms V, Kluth G, Reinhardt I, Nowak C (2021) How the west was won: genetic reconstruction of rapid wolf recolonization into Germany's anthropogenic landscapes. *Heredity*, doi: 10.1038/s41437-021-00429-6
- Jędrzejewski W, Jędrzejewska B, Zawadzka B, Borowik T, Nowak S, Mysłajek RW (2008) Habitat suitability model for Polish wolves based on long-term national census. *Animal Conservation* 11(5): 377–390, doi: 10.1111/j.1469-1795.2008.00193.x
- Kaczensky P, Kluth G, Knauer F, Rauer G, Ilka R, Wotschikowsky U (2009) Monitoring von Großraubtieren in Deutschland Monitoring von Großraubtieren in Deutschland. *BfN-Skripten* 251, 1-86
- Kaczensky P, Chapron G, Arx M. von Huber D, Andrén H, Linnell, J (2012) Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe 2. European Commission, 1–72
- Kaczensky P, Linnell J, Huber D, Von Arx M, Andrén H, Breitenmoser U, Boitani L (2021) Distribution of large carnivores in Europe 2012 - 2016: Distribution maps for Brown bear, Eurasian lynx, Grey wolf, and Wolverine. Dryad, Dataset,

- <https://doi.org/10.5061/dryad.pc866t1p3>
Kramer-Schadt S, Wenzler M, Gras P, Knauer F (2020) Habitatmodellierung und Abschätzung der potenziellen Anzahl von Wolfsterritorien in Deutschland. *BfN-Skripten* 552, 1-30
- Kuijper DPJ, Kleine C de, Churski M, Hooft P van, Bubnicki J, Jędrzejewska B (2013) Landscape of fear in Europe: wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecography* 36(12):263–1275, doi: 10.1111/j.1600-0587.2013.00266.x
- Kuijper DPJ, Churski M, Trouwborst A, Heurich M, Smit C, Kerley GIH, Cromsigt JPGM (2019) Keep the wolf from the door: How to conserve wolves in Europe's human-dominated landscapes? *Biological Conservation* (235):102–111, doi: 10.1016/j.biocon.2019.04.004
- Kojola I, Aspi J, Hakala A, Heikkinen S, Ilmoni C, Ronkainen S (2006) Dispersal in an Expanding Wolf Population in Finland, *Journal of Mammalogy* 87(2): 281–286, doi: 10.1644/05-MAMM-A-061R2.1
- Kupferschmid AD, Bollmann K (2016) Direkte, indirekte und kombinierte Effekte von Wölfen auf die Waldverjüngung. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 167(1): 3–12, doi: 10.3188/szf.2016.0003
- Lacy R, Pollak J (2021) Vortex: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 10.5.5. Brookfield, Illinois, USA, 2021
- Linnell J, Salvatori V, Boitani L (2008) Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. *A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission* (contract 070501/2005/424162/MAR/B2): 85
- Lovari S, Sforzi A, Scala C, Fico R (2007) Mortality parameters of the wolf in Italy: Does the wolf keep himself from the door? *Journal of Zoology* 272(2): 117–124, doi: 10.1111/j.1469-7998.2006.00260.x
- Marescot L, Gimenez O, Duchamp C, Marboutin E, Chapron G (2012) Reducing matrix population models with application to social animal species. *Ecological Modelling* 232: 91–96, doi: 10.1016/j.ecolmodel.2012.02.017
- Marucco F, Pletscher DH, Boitani L, Schwartz MK, Pilgrim KL, Lebreton JD (2009) Wolf survival and population trend using non-invasive capture-recapture techniques in the Western Alps. *Journal of Applied Ecology* 46(5): 1003–1010, doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01696.x
- Marucco F, McIntire EJB (2010) Predicting spatio-temporal recolonization of large carnivore populations and livestock depredation risk: Wolves in the Italian Alps. *Journal of Applied Ecology* 47(4): 789–798, doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01831.x
- Marucco F, Avanzinelli E, Bassano B, Bionda R, Bisi F, Calderola S, Chioso C, Fattori U, Pedrotti L, Righetti D, Rossi E, Tironi E, Truc F, Pilgrim K, Engkjer C, Schwartz M (2018) La popolazione di lupo sulle Alpi italiane (2014-2018). 2018
- Mech LD (1989) Wolf population survival in an area of high road density. *American Midland Naturalist* 121: 387–389
- Mech LD, Barber-Meyer S (2017) Use of erroneous wolf generation time in assessments of domestic dog and human evolution. *Science*
- Mech LD, Boitani L (2003) Wolves: Behavior, Ecology, and Conservation.
- Meriggi A, Brangi A, Schenone L, Signorelli D, Milanese P (2011) Changes of wolf (*Canis lupus*) diet in Italy in relation to the increase of wild ungulate abundance. *Ethology Ecology and Evolution* 23(3): 195–210, doi: 10.1080/03949370.2011.577814
- Miller DH, Jensen AL, Hammill JH (2002) Density dependent matrix model for gray wolf population projection. *Ecological Modelling* 151(2–3): 271–278, doi: 10.1016/S0304-3800(01)00493-8
- Miller P (2017) Population viability analysis for the Mexican wolf (*Canis lupus baileyi*): Integrating wild and captive populations in a metapopulation risk assessment model for recovery planning, *Report for the U.S. Fish and Wildlife Services*
- Mills LS (2012) Conservation of wildlife populations: demography, genetics, and management. Wiley-Blackwell, Oxford
- Nakamura M, Rio-Maior H, Godinho R, Petrucci-Fonseca F, Álvares F (2021) Source-sink dynamics promote wolf persistence in human-modified landscapes: Insights from long-term monitoring. *Biological Conservation* 256(February), doi: 10.1016/j.biocon.2021.109075
- Nilsson T (2003) Integrating effects of hunting policy, catastrophic events, and inbreeding depression, in PVA simulation: The Scandinavian wolf population as an example. *Biological Conservation* 115(2): 227–239, doi: 10.1016/S0006-3207(03)00120-4
- Norer R (2022) Zonierungslösungen beim Wolfsmanagement - rechtliche Grenzen. *Jagdrecht Im Alpenraum – Alpenländische Jagdrechtstagung 2022*, p 30
- Nowak S, Mysłajek RW (2016) Wolf recovery and population dynamics in Western Poland, 2001–2012. *Mammal Research* 61(2): 83–98, doi: 10.1007/s13364-016-

- 0263-3
- Nowak S, Mysłajek RW (2020) Recovery of wolves and their ecology in Western Poland. *ifaw - international Fund for Animal Welfare* (September): 1–11
- Nowak S, Mysłajek RW, Szewczyk M, Tomczak P, Borowik T, Jędrzejewska B (2017) Sedentary but not dispersing wolves *Canis lupus* recolonizing western Poland (2001–2016) conform to the predictions of a habitat suitability model. *Diversity and Distributions* 23(11): 1353–1364, doi: 10.1111/ddi.12621
- Okarma H, Herzog S (2019) Handbuch Wolf. Franckh-Kosmos Verlag, Stuttgart, 312 pp
- Palmegiani I, Gazzola A, Apollonio M (2013) Wolf diet and its impact on the ungulates community in a new recolonized area of western Alps: Gran paradiso national park. *Folia Zoologica* 62(1): 59–66, doi: 10.25225/fozo.v62.i1.a9.2013
- Preisig C (2017) Der Rechtsstatus des Wolfs - Der Wolf im Schweizer Jagdrecht. Tagungsband Der 5. Luzerner Agrarrechtstage. Dike Verlag, Zürich
- Pacioni C, Mayer FW (2017) vortexR: an R package for post Vortex simulation analysis. *Methods in Ecology and Evolution* 8: 1477–1481
- Patterson BR, Murray DL (2008) Flawed population viability analysis can result in misleading population assessment: A case study for wolves in Algonquin park, Canada. *Biological Conservation* 141(3): 669–680, doi: 10.1016/j.biocon.2007.12.010
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ražen N, Brugnoli A, Castagna C, Groff C, Kaczensky P, Kljun F, Knauer F, Kos I, Krofel M, Luštrik R, Majić A, Rauer G, Righetti D, Potočnik H (2016) Long-distance dispersal connects Dinaric-Balkan and Alpine grey wolf (*Canis lupus*) populations. *European Journal of Wildlife Research* 62(1): 137–142, doi: 10.1007/s10344-015-0971-z
- Recio RM, Singer A, Wabakken P, Sand H (2020) Agent-based models predict patterns and identify constraints of large carnivore recolonizations, a case study of wolves in Scandinavia. *Biological Conservation* 251(May): 108752, doi: 10.1016/j.biocon.2020.108752
- Reed DH, O'Grady JJ, Ballou JD, Frankham R (2003) The frequency and severity of catastrophic die-offs in vertebrates. *Animal Conservation* 6(2): 109–114, doi: 10.1017/S1367943003003147
- Reinhardt I, Kaczensky P, Knauer F, Rauer G, Kluth G, Wölfl S, Reinhardt I, Knauer F (2015) Monitoring von Wolf, Luchs und Bär in Deutschland, *BfN-Skripten* 413, 1–115
- Reinhardt I, Kluth G (2007) Leben mit Wölfen - Leitfaden für den Umgang mit einer konfliktträchtigen Tierart in Deutschland. *BfN-Skripten* 201, 21–33
- Reinhardt I, Kluth G, Nowak S, Mysłajek RW (2013) A review of wolf management in Poland and Germany with recommendations for future transboundary collaboration. *BfN-Skripten* 356, 1–115
- Reinhardt I, Kluth G (2015) Untersuchungen zum Raum-Zeitverhalten und zur Abwanderung von Wölfen in Sachsen. *Endbericht Projekt "Wanderwolf" (2012 - 2014)*, 1–51
- Reinhardt I, Kaczensky P, Frank J, Knauer F, Kluth G (2018) Konzept zum Umgang mit Wölfen, die sich Menschen gegenüber auffällig verhalten. *BfN-Skripten* 502, 1–52
- Reinhardt I, Kluth G, Nowak C, Szentiks CA, Krone O, Ansorge H, Mueller T (2019) Military training areas facilitate the recolonization of wolves in Germany. *Conservation Letters* (January): 1–7, doi: 10.1111/conl.12635
- Reinhardt I, Kluth G, Collet S, Szentiks CA (2020) Wölfe in Deutschland - Statusbericht 2019/20. *DBBW Dokumentations- und Beratungsstelle des Bundes zum Thema Wolf*, 1–32
- Sabatino D Di, Lorusso A, Francesco CE Di, Gentile L, Pirro V Di, Bellacicco AL, Giovannini A, Francesco G Di, Marruchella G, Marsilio F, Savini G (2014) Arctic lineage-canine distemper virus as a cause of death in apennine wolves (*Canis lupus*) in Italy. *PLoS ONE* 9(1), doi: 10.1371/journal.pone.0082356
- Sazatornil i Luna V (2018) Global Patterns in Wolf (*Canis lupus*) Ecology: Implications for Management. Universitat de Barcelona, 211 pp
- Schnidrig R, Rauer G, Janovsky M, Martens H, Wölfl M, Genovesi P, Molinari P, Jonozovic M, Černe R, Nienhuis C (2016) Wolf in the Alps: Recommendations for an internationally coordinated management. *KORA Bericht* (72)
- Sidorovich VE, Stolyarov VP, Vorobei NN, Ivanova N V, Jędrzejewska B (2007) Litter size, sex ratio, and age structure of gray wolves, *Canis lupus*, in relation to population fluctuations in northern Belarus. *Canadian Journal of Zoology* 85(2): 295–300, doi: 10.1139/Z07-001
- Sidorovich V, Rotenko I (2019) Reproduction biology in grey wolves *Canis lupus* in Belarus: Common beliefs versus reality,

- 2nd ed. (1) 224 pp
- Smith DW, Bangs EE, Oakleaf JK, Mack C, Fontaine J, Boyd D et al. (2010) Survival of colonizing wolves in the northern Rocky Mountains of the United States, 1982–2004. *The Journal of Wildlife Management*, 74, 620–634
- Šuba J, Žunna A, Bagrade G, Done G, Lūkins M, Ornicāns A, Pilāte D, Stepanova A, Ozoliņš J (2021) Closer to carrying capacity: Analysis of the internal demographic structure associated with the management and density dependence of a controlled wolf population in Latvia. *Sustainability* 13: 9783, doi: 10.3390/su13179783
- Stenglein JL, Wydeven AP, Deelen TR Van (2018) Compensatory mortality in a recovering top carnivore: wolves in Wisconsin, USA (1979–2013). *Oecologia* 187(1): 99–111, doi: 10.1007/s00442-018-4132-4
- Stone SA, Breck SW, Timberlake J, Haswell PM, Najera F, Bean BS, Thornhill DJ (2017) Adaptive use of nonlethal strategies for minimizing wolf–sheep conflict in Idaho. *Journal of Mammalogy* 98(1): 33–44, doi: 10.1093/jmammal/gyw188
- Trouwborst A (2018) Wolves not welcome? Zoning for large carnivore conservation and management under the bern convention and eu habitats directive. *Review of European, Comparative and International Environmental Law* 27(3): 306–319, doi: 10.1111/reel.12249
- Viola P, Adriani S, Rossi CM, Franceschini C, Primi R, Apollonio M, Amici A (2021) Anthropogenic and environmental factors determining local favourable conditions for wolves during the cold season. *Animals* 11(7), doi: 10.3390/ani11071895
- Vogt K, Arx M von, Manz R, Zimmermann F, Kunz F, Breitenmoser U (2020) 25 Jahre Wolf in der Schweiz. *KORA Bericht* (91): 80
- Vogt K, Derron-Hilfiker D, Kunz F, Zumbach L, Reinhart S, Manz R, Mettler D (2022) Wirksamkeit von Herdenschutzmassnahmen und Wolfsabschüssen unter Berücksichtigung räumlicher und biologischer Faktoren. *KORA Bericht* (105): 43 pp
- Webb NF, Allen JR, Merrill EH (2011) Demography of a harvested population of wolves (*Canis lupus*) in west-central Alberta, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 89: 744–752
- Zhang XD (2007) A pair of new statistical parameters for quality control in RNA interference high-throughput screening assays. *Genomics* 89:552-561