

Automatische Ausscheidung von Waldreservatsflächen

Master Thesis

Author(s):

Maurer, Sabrina

Publication date:

2014-04-25

Permanent link:

<https://doi.org/10.3929/ethz-a-010630175>

Rights / license:

[In Copyright - Non-Commercial Use Permitted](#)

Automatische Ausscheidung von Waldreservatsflächen

Masterarbeit, D-USYS, ETH Zürich

von

Sabrina Maurer

Betreut durch

Prof. Dr. Hans Rudolf Heinemann

Dr. Leo Bont

D-USYS, ITES, Forstliches Ingenieurwesen
ETH Zürich

25. April 2014

Zusammenfassung

Die Biodiversität steht in den vom Menschen geprägten Lebensräumen stark unter Druck und viele Arten sind dadurch vom Aussterben bedroht. Da viele Arten auf Wald angewiesen sind, sind Waldreservate ein wertvolles Mittel zur Erhaltung der Biodiversität. Es stellt sich die Frage, an welchem Ort die Ausscheidung eines Waldreservates am sinnvollsten ist. Die geeigneten Gebiete müssen dabei verschiedene Anforderungen erfüllen. So sollen sie etwa viele seltene Arten beherbergen, eine grosse Habitatvielfalt bieten und idealerweise nicht zu den für die Holzproduktion rentabelsten Flächen zählen. Ausserdem sollen sie eine gewisse Mindestgrösse nicht unterschreiten und eine Vernetzung untereinander ist von Vorteil. Vor diesem Hintergrund die am besten geeignete Stelle für ein Reservat zu finden, ist anspruchsvoll. In der vorliegenden Arbeit wird deshalb ein Optimierungsverfahren entwickelt, welches die Auswahl von Flächen für Waldreservate unter Berücksichtigung ökonomischer und ökologischer Ziele sowie Aspekten der Vernetzung ermöglicht. Es handelt sich um eine gemischt-ganzzahlige lineare Programmierung. Die Vernetzung wird dabei durch Nebenbedingungen sichergestellt, wobei zuerst eine erste Lösung generiert wird. Diese Initiallösung enthält meist Zyklen, die danach schrittweise eliminiert werden, bis ein zusammenhängendes Netz von Reservatsflächen besteht.

Das Modell wird zusammen mit einer Optimierung ohne Vernetzungsbedingungen an zwei realen Beispielen getestet. Einerseits wird für das Entlebuch der beste Standort für ein Grossreservat, andererseits im Kanton Zürich geeignete Flächen für Lichten Wald gesucht.

Es hat sich gezeigt, dass für kleinräumige Projekte eine einfache Optimierung bereits wertvolle Hinweise zu vielversprechenden Standorten liefern kann. Für Grossreservate hingegen eignet sich das Vernetzungsmodell, dafür muss jedoch eine relativ hohe Rechenzeit in Kauf genommen werden. Insgesamt besteht die berechtigte Vermutung, dass ein Einsatz solcher Modelle dereinst praxistauglich sein könnte.

Vonseiten der Biologie weiss man immer noch zu wenig über das Verhalten von Populationen im Zuge von Umweltveränderungen und über die Anforderungen der verschiedenen Arten an ihre Lebensräume. Es braucht zudem bessere Optimierungsmodelle, die schneller sind und grössere Datenmengen bewältigen können. Ausserdem muss dringend die Datenverfügbarkeit und -qualität erhöht werden.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	I
Inhaltsverzeichnis.....	II
Abbildungsverzeichnis.....	IV
Tabellenverzeichnis.....	IV
Abkürzungsverzeichnis.....	V
Symbolverzeichnis.....	VI
1 Einleitung.....	1
1.1 Ausgangslage.....	1
1.2 Stand des Wissens.....	1
1.2.1 Biologisches Forschungsfeld.....	2
1.2.2 Mathematisches Forschungsfeld.....	2
1.2.3 Kriterien.....	4
1.2.4 Aktuelle Herausforderungen.....	4
1.2.5 Umsetzung in der Praxis.....	5
1.3 Wissenslücken.....	5
1.4 Ziele und Abgrenzung der Arbeit.....	6
1.4.1 Abgrenzung.....	6
1.4.2 Gliederung.....	6
2 Hintergrund.....	7
2.1 Systematische Reservatsplanung.....	7
2.2 Biodiversitätstheorien.....	7
2.2.1 Populations- und Migrationstheorien.....	7
2.2.2 Störungstheorien.....	8
2.2.3 Weitere Theorien.....	8
2.3 Anforderungen an ein Reservat.....	9
2.3.1 Prinzipien.....	9
2.3.2 Geometrische Richtlinien.....	11
2.4 Optimierungsalgorithmen.....	12
2.5 Voraussetzungen und Richtlinien der Schweiz.....	14
2.6 Interdisziplinäres Projekt des Masterstudiengangs Wald- und Landschafts-management.....	15
2.7 Erntemethode.....	15
2.7.1 Befahrbarkeit.....	15
2.7.2 Seilkraneinsatz.....	16
3 Konzeptionelles Modell.....	17
3.1 Optimierung ohne Vernetzung.....	18
3.1.1 Modell 1: Einfache Optimierung.....	18
3.1.2 Modell 2: Einfache Optimierung mit Clustering.....	18
3.2 Optimierung mit Vernetzung.....	19
3.2.1 Nachbarschaften.....	19
3.2.2 Modell 3: Vernetzung 1.....	20
3.2.3 Modell 4: Vernetzung 2.....	20
4 Analytisches Modell.....	22
4.1 Optimierung ohne Vernetzung.....	22
4.1.1 Modell 1: Einfache Optimierung.....	22

Inhaltsverzeichnis

4.1.2	Modell 2: einfache Optimierung mit Clustering.....	22
4.2	Optimierung mit Vernetzung	23
4.2.1	Modell 3: Vernetzung 1	23
4.2.2	Modell 4: Vernetzung 2	25
5	Anwendung	28
5.1	Erstellen der Einheitsflächen.....	28
5.2	Erstellen der Kriterien	29
5.3	Testgebiet 1: Entlebuch - Grossreservat	29
5.3.1	Untersuchungsgebiet und Daten	29
5.3.2	Problemstellung/ Ziele	29
5.3.3	Kriterien.....	30
5.4	Testgebiet 2: Zürich – Lichter Wald.....	35
5.4.1	Untersuchungsgebiet und Daten	35
5.4.2	Problemstellung/ Ziele	35
5.4.3	Kriterien.....	35
6	Resultate.....	40
6.1	Zielkonflikte zwischen Kriterien	40
6.2	Optimierung ohne Vernetzung.....	42
6.2.1	Modell 1: Einfache Optimierung	42
6.2.2	Modell 2: einfache Optimierung mit Clustering.....	45
6.3	Optimierung mit Vernetzung	45
6.3.1	Modell 3: Vernetzung 1	45
6.3.2	Modell 4: Vernetzung 2	46
6.4	Fazit und Vergleich der Modelle.....	48
7	Diskussion.....	49
7.1	Zusammenfassung.....	49
7.2	Ergebnisse.....	49
7.3	Relevanz	50
7.3.1	Wissenschaftliche Bedeutung	50
7.3.2	Praktisches Potential	50
7.4	Kritik, Forschungsbedarf, zukünftige Arbeiten.....	50
7.4.1	Kritik.....	50
7.4.2	Forschungsbedarf.....	53
7.4.3	Mögliche Ansätze für zukünftige Arbeiten.....	53
7.4.4	Empfehlung für die Reservatsausscheidung	53
8	Danksagung	54
9	Literatur	55
10	Anhang.....	I

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Überblick über den Optimierungsprozess.	17
Abbildung 2: Nachbarschaftsbeziehungen.....	20
Abbildung 3: Berechnung der Grenzliniendichte.	32
Abbildung 4: Berechnung der Artenzahl.	36
Abbildung 5: Trade-off von Ökologie und Ökonomie.	40
Abbildung 6: Trade-off der Struktur.	41
Abbildung 7: Trade-off der drei Oberkriterien.	41
Abbildung 8: Korrelation des Lebensraumpotentials.....	42
Abbildung 9: Mit dem Modell 1 ausgewählte Flächen.....	43
Abbildung 10: Optimierung nach Arten und Waldgesellschaften mit dem Modell 1.	44
Abbildung 11: Verschieden starkes Clustering mit dem Modell 2.	45
Abbildung 12: Resultate des Vernetzungsmodelles 4.	46
Abbildung 13: Optimale Erweiterung bereits bestehender Reservate.	47

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht über die biologischen Theorien.....	2
Tabelle 2: Bewertung der Natur- und Kulturobjekte	31
Tabelle 3: Zusammenfassung der ökologischen Kriterien mit den zugeteilten Werten.	32
Tabelle 4: Ertragsklassen und zugeordnete Deckungsbeiträge.	33
Tabelle 5: Korrekturfaktoren Erntemethode und Geländeneigung.	33
Tabelle 6: Korrekturfaktor Nadelholzanteil.....	33
Tabelle 7: Ökologische Kriterien des Testgebietes 2 und ihre möglichen Werte.	37
Tabelle 8: Soziale Kriterien des Testgebietes 2 und ihre möglichen Werte.....	39
Tabelle 9: Vor- und Nachteile der Modelle sowie mögliche Einsatzgebiete.....	48

Abkürzungsverzeichnis

AP LiWa	Aktionsplan Lichter Wald
BAFU	Bundesamt für Umwelt
BUWAL	Bundesamt für Wald und Landschaft
FLOMS	Few Large Or Many Small
GIS	Geoinformationssysteme
InPro	Interdisziplinären Projekt des Masterstudiengangs Wald- und Landschaftsmanagement
IP	Integer Programming
LiWa	Lichter Wald
MCLP	Maximal Covering Location Problem
MDA	Minimum Dynamic Area
MILP	Mixed Integer Linear Programming
MSCP	Maximum Set Covering Problem
NHG	Natur und Heimatschutzgesetz
NWR	Naturwaldreservat
SLOSS	Single Large or Several Small
SSCP	Species Set Covering Problem
SWR	Sonderwaldreservat
WAG	Waldgesetz
WEP	Waldentwicklungsplan

Symbolverzeichnis

A	Menge der schützenswerten Arten a
B	Maximale Fläche des Reservates
G_i	Menge der zusammenhängenden Parzellen i
I	Menge der Parzellen i
L	Menge von Parzellenpaaren (i,j), die sich ein Liniensegment teilen
M	Maximale Anzahl Parzellen eines Reservates
N	Anzahl Parzellen
N_i	Menge der Nachbarparzellen j der Parzelle i
R	Maximale Anzahl Reservate
S_a	Menge der Parzellen i, auf welcher die Art a vorkommt
a	Index einer schützenswerten Art
c_i	Fläche der Parzelle i
e	Entscheidungsvariable des Vorhandenseins von Zyklen
f_a	Erhaltungswert der Art a
h_i	Eignungswert der Parzelle i
i	Index einer Parzelle bzw. eines Knotens
j	Index einer Nachbarparzelle der Parzelle i
k_{ij}	Entscheidungsvariable des Kapitalflusses von der Parzelle i zur Parzelle j
k_{ji}	Entscheidungsvariable des Kapitalflusses von der Parzelle j zur Parzelle i
k_{0i}	Entscheidungsvariable des Kapitalflusses von der Versorgungsparzelle zur Parzelle i
p_i	Umfang der Parzelle i
q_{ij}	Länge des gemeinsamen Liniensegments der Parzellen i und j
u_{i0}	Entscheidungsvariable der Verbindung von der Parzelle i zur Ausstiegsparzelle
u_{ij}	Entscheidungsvariable der Verbindung von der Parzelle i zur Parzelle j im Zyklus
u_{ji}	Entscheidungsvariable der Verbindung von der Parzelle j zur Parzelle i im Zyklus
w_c	Gewichtung der Fläche c
w_h	Gewichtung des Eignungswertes h
w_i	Entscheidungsvariable der potentiellen Startknoten i des Zyklus
w_p	Gewichtung des Umfangs p
x_i	Entscheidungsvariable der Parzelle i
y_{i0}	Entscheidungsvariable der Verbindung von der Parzelle i zur Ausstiegsparzelle
y_{ij}	Entscheidungsvariable der Verbindung von der Parzelle i zur Parzelle j
y_{ji}	Entscheidungsvariable der Verbindung von der Parzelle j zur Parzelle i
y_{0i}	Entscheidungsvariable der Verbindung von der Versorgungsparzelle zur Parzelle i
z_{ij}	Entscheidungsvariable des Parzellenpaares i,j

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage

Die Biodiversität steht in den vom Menschen geprägten Lebensräumen stark unter Druck und viele Arten sind dadurch vom Aussterben bedroht. In der Schweiz sind laut BAFU fast die Hälfte der Flora und Fauna gefährdet (Cordillot und Klaus 2011). Der Verlust der Biodiversität ist ein ernsthaftes Problem, denn er ist irreversibel.

Mehr als 40 Prozent der Arten in der Schweiz sind zumindest teilweise auf den Wald angewiesen (Koordinationsstelle Biodiversitäts-Monitoring Schweiz 2009). Der Wald ist folglich für die Erhaltung der Biodiversität enorm wichtig. Die betroffenen Arten haben dabei ganz unterschiedliche Ansprüche an ihren Waldlebensraum. Einige davon - wie zum Beispiel Ungestörtheit oder Licht - sind nicht selbstverständlich, bzw. nicht ohne weiteres erhältlich. Deshalb muss man, um diese bedrohten Arten zu erhalten, auch ihre speziellen Habitate erhalten und fördern. Vor allem urwaldähnliche Bestände fehlen heute in der Schweiz fast vollständig. Alt- und totholzreiche Bestände sowie Pionierstadien sind stark untervertreten. Ausserdem umfassen die meisten Naturwaldreservate weniger als 20 Hektaren und sind damit zu klein für einen vollständigen Prozessschutz (BAFU 2011).

Der Bund hat zusammen mit der Forstdirektorenkonferenz das Ziel formuliert, bis ins Jahr 2030 10% der Waldfläche als Waldreservate auszuscheiden (BUWAL 2002). Der Auftrag ist klar damit klar umrissen, die Umsetzung indes gestaltet sich schwierig. Wo etwa soll man diese Reservate genau ausscheiden? Wie gross und wie beschaffen müssen sie sein, damit die Arten auch wirklich nachhaltig überleben können? Diese Fragen sind im Vorfeld von entscheidender Bedeutung für den zukünftigen Erfolg solcher Reservate.

Laut Branquart et al. (2008) wird in Europa vor allem der räumlichen Anordnung von Reservaten viel zu wenig Gewicht beigemessen. Auch in der Schweiz erfolgt die Ausscheidung von Reservaten bis jetzt vielfach nicht systematisch sondern fallspezifisch und oftmals auf Basis der Einschätzung von Experten. Es ist fraglich, ob dadurch ein langfristiger Schutz der Biodiversität erreicht werden kann.

Weiter ist im Konzept Waldreservate Schweiz (1998) ersichtlich, dass die Flächenauswahl in der Schweiz bisher ausschliesslich nach ökologischen Kriterien geschieht. Eine optimale Ausscheidung von Waldreservaten sollte jedoch anhand mehrerer Ziele – also auch ökonomischen und sozialen - vorgenommen werden.

1.2 Stand des Wissens

Zum besten Ort und Design eines Reservates wird bereits seit vielen Jahren weltweit geforscht. Dies zeigt, dass das Problem global besteht und auch als solches anerkannt ist. Hauptsächlich sind zwei Forschungszweige beteiligt, nämlich ein biologischer und ein mathematischer. Einerseits wird versucht, bessere mathematische Modelle zu entwickeln. Andererseits ist man bestrebt, die Populationsdynamiken und die Unsicherheiten bezüglich sich ändernder Umwelt- und Langzeitauswirkungen besser verstehen zu lernen. Damit könnte die Entwicklung von Populationen genauer vorhergesagt werden, was eine fundiertere Auswahl der Kriterien ermöglicht.

1.2.1 Biologisches Forschungsfeld

Dieses Forschungsfeld und der entsprechende Forschungsbedarf sind enorm. Die untenstehende Tabelle 1: Übersicht über die biologischen Theorien liefert einen Überblick über die für die Reservatsplanung wichtigsten Theorien. Diese werden anschliessend weiter unten (Kapitel 2.2) kurz vorgestellt. Da der Fokus dieser Arbeit nicht auf der Biologie liegt, wird auf eine weitere Auslegung dieses Forschungsfeldes verzichtet.

Tabelle 1: Übersicht über die biologischen Theorien.

Theorie	Autor
Inselbiogeographietheorie	Diamond (1975)
Metapopulationstheorie	Hanski (1998)
Source-Sink-Theorie	Pulliam (1988)
kleinste überlebensfähige Population	Traill et al. (2007)
Mosaikzyklustheorie	Wang und Finley (2011)
Störungsregime	Pickett und Thompson (1978)
Evolutionsgenetik	Sgro et al. (2011)
Vernetzung und Korridore	Gilbert-Norton et al. (2010)

1.2.2 Mathematisches Forschungsfeld

1.2.2.1 Optimale Flächenauswahl

Kirkpatrick (1983) versuchte als erster, Prioritätsflächen für Reservate systematisch auszuwählen. Dabei verwendete er die Biodiversität als Kriterium. Er entwickelte einen Algorithmus, der schrittweise jeweils eine Fläche auswählt und die Auswahlkriterien nach jedem Schritt anpasst, um die Auswahl der weiteren Flächen mit den veränderten Kriterien durchzuführen. Davor hatte man die Flächen mit gewichteten Attributen in einem einzigen Schritt ausgewählt, was aber dazu führen kann, dass einige Arten im Endeffekt über- oder unterrepräsentiert sind. Dieses Problem konnte er mit seinem Algorithmus vermeiden. Wenn nämlich in einem iterativen Prozess z.B. eine Art A im ersten Schritt bereits genügend repräsentiert ist, weist der Algorithmus den Flächen mit der Art A im nächsten Schritt einen geringeren Wert zu als in der ersten Runde und Flächen mit der Art B, welche noch nicht ausreichend repräsentiert sind, erhalten einen höheren als vorher.

Derartige Heuristiken haben den Vorteil, dass auch sehr grosse Probleme damit zu bewältigen sind, sie liefern jedoch nur eine lokale und keine globale bzw. exakte Lösung. Dies kann hingegen bei einer Optimierung zum Beispiel mit einer linearen oder ganzzahligen Programmierung IP (Integer Programming) erreicht werden. Ein Vergleich dieser zwei Ansätze findet sich in Pressey et al. (1996).

Einer der ersten Optimierungsalgorithmen ist das Species Set Covering Problem SSCP, welches stark an das Location Set Covering Problem aus dem Facility Management angelehnt ist (z.B. Davis et al. 1996). Darin wird ein minimales Set an Reservatsflächen gesucht, das alle Arten repräsentiert. Dieses IP Modell wurde oft beschrieben (u.a. von Underhill 1994) und bildete die Grundlage für einen weiteren klassischen Ansatz, das Maximum Set Covering Problem MSCP. In diesem ist die Anzahl der auswählbaren Flächen fixiert und die Anzahl darauf repräsentierter Arten wird maximiert (z.B. Church et al. 1996).

SSCP und MCSP bringen zwar effiziente und kosteneffektive Lösungen hervor, diese sind jedoch dispers: es fehlt ihnen ein räumlicher Zusammenhang. Kurzfristig repräsentieren diese Lösungen die Arten gut, mit der Zeit nimmt die Artenvielfalt auf den verstreuten Flächen jedoch ab. Um auch eine Langzeitpersistenz zu erreichen braucht es eine Vernetzung. Modelle, die den räumlichen Aspekten Rechnung tragen, sind eher jüngeren Datums. Diese Modelle werden im Gegensatz zu den oben beschriebenen „Reservatsauswahlmodellen“ „Reservatsdesignmodelle“ genannt (z.B. Billionnet 2013).

1.2.2.2 Reservatsnetzwerkdesign

Mit den räumlichen Richtlinien kommt die Herausforderung von vernetzten Reservaten. Das Problem lässt sich gut durch ein Netzwerk beschreiben, wo die Knoten die Flächen darstellen und die Kanten ihre Nachbarschaften. Es bietet sich an, Erfahrungen aus der Netzwerk- und Graphentheorie darauf anzuwenden. Verschiedene Wissenschaftler haben sich dem Problem mit verschiedenen Ansätzen angenommen. Cova und Church (2000) möchten die Vernetzung beispielsweise durch das Einführen von Nebenbedingungen erreichen. Dies gelingt ihnen zwar, doch ist das Modell viel zu gross, um praktisch anwendbar zu sein. Um diesen Nachteil zu umgehen, stellten sie kurz darauf ein weiteres, ähnliches Modell vor, das einen Ausgangspunkt bzw. eine Grundfläche festlegt und das Problem somit stark verkleinert (Cova und Church 2000). Cerdeira et al. (2005) stellten wenig später ein ähnliches Modell vor, wo zuerst eine Initiallösung berechnet, und danach Vernetzungsbedingungen angewendet werden. Die Iterationen sind wiederum sehr aufwändig.

Önal und Briers (2005) entwickelten ein Modell, welches den totalen Abstand zwischen den einzelnen Reservatsflächen minimiert. Dies führt nicht immer zu einer ganz vernetzten Lösung, sondern kann auch zu mehreren verschiedenen Clustervarianten führen. Drei Jahre später beschrieb Önal, diesmal mit Wang (2008), nochmals ein Modell, welches die Lücken zwischen den Reservaten minimiert. Dieses Modell liefert nun zwingend eine gänzlich vernetzte Lösung und arbeitet wie folgt: In einem ersten Schritt werden sich Zyklen, in sich geschlossene Kreise, ohne Anfang und Ende, bilden. Diese werden mit dem Schrittbeneverfahren nach Dantzig et al. (1954) schrittweise eliminiert. Genauer gesagt wird für jeden der Zyklen eine Nebenbedingung hinzugefügt, die besagt, dass die Anzahl Kanten im Zyklus höchstens die Anzahl der Knoten minus 1 sein darf. Dieser Ansatz ist erfolgreich bei kleineren und mittleren Problemen, er wird jedoch bei einer grösseren Flächenzahl wiederum unlösbar.

Wird nicht nur ein einziges vernetztes Reservat gewünscht, sondern n vernetzte Gebiete, handelt es sich um ein p -Regionen Problem, wobei p für die Anzahl der erforderlichen Regionen steht. Duque et al. (2011) stellten drei verschiedene Modelle dazu vor. Im Jahr 2013 präsentierten Jafari und Hearne (2013) ein Modell, das eine Lösung für das p -Regionen Problem liefert und das ohne Zyklen zu generieren, die anschliessend wieder eliminiert werden müssten. Sie erreichen dies, indem sie als Einheitsvariablen nicht die Knoten, sondern die Kanten verwenden. Der Rechenaufwand steigt bei diesem Modell rasch mit der Anzahl der Einheitsflächen (Jafari und Hearne 2013).

Für eine Langzeitpersistenz ist es wichtig, dass das Reservatsnetzwerk stabil ist. Dies kann man beispielsweise erreichen, indem man wichtige Strukturen innerhalb des Netzwerkes identifiziert. Regionen mit wenigen alternativen Routen und Flächen, wo viele Routen durchgehen, werden beispielsweise als kritisch betrachtet. An diesen Orten ist das Verbesserungspotential am grössten. (Zetterberg et al. 2010) Die Robustheit eines Netzwerkes lässt sich auch darüber ausdrücken, wieviele Flächen entfernt werden können, ohne den Zusammenhang des Netzwerkes zu verändern (Minor und Urban 2008).

Ein gutes Tool für die Reservatsplanung bzw. für die Flächenwahl sollte laut Sarkar et al. (2006) aber noch einige weitere Anforderungen erfüllen: Die Rechenzeit soll gering sein, vor allem dann, wenn

verschiedene Szenarien benötigt werden. Dies ist besonders wichtig, wenn ein Echtzeiteinsatz im Planungsprozess möglich sein soll. Es sollen eigene Kriterien eingebaut werden können und es muss nachvollziehbar sein, wieso die jeweiligen Flächen ausgewählt wurden. Ausserdem soll man das Tool auf möglichst viele verschiedenartige Praxisprobleme anwenden können. Es wird empfohlen Gebiete nicht auszuwählen, sondern lediglich zu priorisieren. Ferner soll das Programm mit anderen Programmen (wie z.B. GIS) kompatibel sein.

1.2.3 Kriterien

Wie in den vorherigen Kapiteln ausgeführt, werden für die Auswahl von geeigneten Reservatsflächen oft nur ökologische Kriterien verwendet, etwa Daten zur Biodiversität seltener auch zur Habitatqualität. Auch in der Schweiz geschieht die Flächenauswahl bisher allein nach ökologischen Kriterien. In erster Linie ist dies die pflanzensoziologische Kartierung, aber auch das Artvorkommen und strukturelle Kriterien wie z.B. Entwicklungsstufen (Indermühle et al. 1998). Wurden ökonomische Kriterien berücksichtigt, geschah dies meist durch die Begrenzung der Flächengrösse oder eine Budgetvorgabe, wie dies beispielsweise im MSCP der Fall ist (Church et al. 1996).

Das ist laut Ban et al. (2013) nicht genug. Sie postulieren nämlich, dass eine Reservatsplanung nur dann effektiv ist, wenn man auch soziale Überlegungen integriert. Lässt man sie weg, ist ein Scheitern bei der Umsetzung wahrscheinlich. Die Autoren schlagen deshalb vor, die Reservatsplanung in ein sozio-ökologisches Rahmenkonzept einzubinden. Onal und Yanprechaset (2007) fügen hinzu, dass Naturreservate nicht nur bedrohte Arten schützen, sondern auch einen Beitrag zur Erholung und Wohlfahrt der Bevölkerung leisten. Deshalb ist die Erreichbarkeit der Reservatsflächen von Bedeutung. Dieser Ansatz kann jedoch nur verwendet werden, wenn die Besucher keine Bedrohung für die Natur darstellen (Önal und Yanprechaset 2007). In Gebieten, wo die Bevölkerung zum Überleben noch auf Ressourcen aus dem Wald angewiesen ist, sind deren Bedürfnisse ebenfalls zwingend zu berücksichtigen (Orsi et al. 2011).

1.2.4 Aktuelle Herausforderungen

Obwohl schon seit mehreren Jahrzehnten an einer Methode zur optimalen Ausscheidung von geeigneten Flächen für Reservate geforscht wird, sind viele Fragen noch nicht beantwortet. Neuere Forschungsergebnisse und Umweltveränderungen bringen zudem laufend neue Herausforderungen hervor.

Landschaftsveränderungen und der Klimawandel sind zwei Themen, die das Modellieren zukünftiger Entwicklungen erschweren. Verschiedene Autoren arbeiten deshalb daran, die zeitliche Dynamik in ihre Modelle zu integrieren. Strange et al (2006) zeigen z.B. in einem Versuch mit einer Heuristik, dass es sinnvoll sein kann, eine Tauschoption ins Modell einzubauen. Jede Fläche kann damit in Zukunft degradiert oder aufgewertet werden. Dazu eignen sich stochastische dynamische Modelle. Eine andere Methode, mit solch komplexen Dynamiken umzugehen, ist das Verwenden von räumlich expliziten Populationsmodellen. Die Herausforderung besteht darin, diese Modelle auf mehrere Arten auszudehnen (Williams et al. 2005). Pressey et al. (2007) geben in ihrem Review eine Übersicht über Ideen, Techniken und ungelöste Probleme der Naturschutzplanung in einer sich verändernden Welt. Ausserdem merken Ego et al. (2007) an, dass es wichtig ist die Ökosystemleistungen in die Reservatsplanung zu integrieren. Dazu bestehen aber noch keine geeigneten Methoden.

Einige Autoren befassen sich mit der Integration des Klimawandels in die Reservatsplanung (z.B. Freudenberger et al. 2013). Heller und Zavaleta (2009) tragen in ihrem Review folgende Empfehlungen betreffend Biodiversitätsmanagement im Zusammenhang mit dem Klimawandel zusammen: Um die Möglichkeit einer Adaption zu erhöhen, soll vermehrt die Vernetzung der

Einleitung

Naturschutzgebiete sichergestellt werden, damit die Arten sich möglichst ohne Barrieren bewegen können und bezüglich Flächen noch Puffer besteht. Ausserdem sind die Veränderungen und die Reaktionen der Arten genau zu beobachten, um bei Bedarf möglichst rasch und wirksam eingreifen zu können. Ein weiterer Punkt ist das effektive Eindämmen von Gefährdungen, etwa Verschmutzung oder die Verbreitung von invasiven Spezies.

1.2.5 Umsetzung in der Praxis

Branquart et al. (2008) haben anhand der drei Kriterien Repräsentativität, Flächenqualität und räumliche Anordnung untersucht, wie die heute bestehenden Waldreservate in Europa ausgeschieden worden sind. Sie fanden heraus, dass nur ein Viertel davon unter Berücksichtigung von allen drei Prinzipien ausgeschieden worden sind. Vor allem der räumlichen Anordnung wurde wenig Beachtung geschenkt, mit dem Resultat, dass die Langzeiterhaltung der Biodiversität nicht garantiert ist. Eine Optimierung wurde in den seltensten Fällen angewendet. Als Gründe für diese unsystematischen Planungen nennen sie einerseits den Mangel an Daten und einfachen operationellen Methoden für die Flächenauswahl, und andererseits, das Fehlen eines koordinierten Ausscheidungsverfahrens auf nationaler und internationaler Ebene. Ausserdem fehle das Verständnis für die Vorteile von wissenschaftlichen Methoden aufseiten der Raumplaner. Sie erkannten teilweise auch die Angst der beteiligten Akteure von Kriterien, Computern und Algorithmen ersetzt zu werden. Ein weiteres Problem ist die Wissenslücke bezüglich der Verbreitungskapazitäten und der räumlichen Anforderungen vieler bedrohter Arten (Branquart et al. 2008).

Auch Knight et al. (2008) bemängeln, dass zwei Drittel der untersuchten Umweltschutzgutachten keine Umsetzungsvorschläge beinhalten. Diese Diskrepanz zwischen Forschung und Praxis ist ein weiterer Fall der Kluft zwischen verfügbarem Wissen und Handeln, wie er in vielen Forschungsfeldern zu beklagen ist. Um diese zu überwinden, empfehlen sie u.a., dass die Praxis als Quelle für Forschungsfragen dienen soll und Beurteilungen um eine soziale Dimension erweitert werden sollen. Ausserdem seien interdisziplinäre soziale Lerninstitute zu fördern, Akademiker für soziales Engagement und die Umsetzung zu sensibilisieren und Studenten bereits während der Ausbildung mit den verfügbaren Möglichkeiten in Kontakt zu bringen (Knight et al. 2008).

Einer dieser Empfehlungen nahmen sich Braunisch et al. (2012) an. Sie haben Schweizer Naturschutzpraktiker befragt, um ihr Bedürfnis bezüglich wissenschaftlichen Informationen zu ermitteln und zu priorisieren. Trotz intensiver Forschung auf dem Gebiet der Naturschutzbiologie ist es der Wissenschaft bisher nicht gelungen, für die Praxis anwendbare Resultate zu produzieren. Viele Wissenschaftler fühlen sich nicht der Realisierung verpflichtet; so fehlt es den Managementvorschlägen oft an Praxisbezug oder an ökonomischen und sozialen Aspekten. Auch der Wissensfluss von der Wissenschaft in die Praxis findet sehr spärlich statt. Die Praktiker ihrerseits haben oft einen erschwerten Zugang zu wissenschaftlicher Literatur und wenig Zeit, diese zu lesen (Braunisch et al. 2012).

Bergseng und Vatn (2009) haben in Skandinavien untersucht, welche Gründe für Konflikte im Zusammenhang mit Reservatsausscheidung sein könnten. Es hat sich einerseits gezeigt, dass der Ertragsausfall eine grosse Rolle spielt und eine angemessene Entschädigung enorm wichtig ist. Andererseits ist die Partizipation am Entscheidungsprozess für die Waldeigentümer wichtig. Mit einer guten Partizipation, Beratung und marktnahen Entschädigungen ist aber eine hohe Akzeptanz erreichbar (Bergseng und Vatn 2009).

1.3 Wissenslücken

Es wurde bisher ein grosser Aufwand betrieben in der Entwicklung von Modellen zur Ausscheidung von geeigneten Reservatsflächen. Viele dieser Programme basieren jedoch auf Heuristiken, was zu

suboptimale Lösungen führen kann. Die Algorithmen für die Ausscheidung von unvernetzten Flächen sind gut erforscht und recheneffizient. Für zusammenhängende Gebiete, wie sie im Reservatsnetzwerkdesign angestrebt werden, existieren bis anhin aber noch keine Modelle, die für eine grössere Anzahl von Flächen innerhalb einer sinnvollen Rechenzeit optimale Lösungen liefern. In der Schweiz wurde soweit bekannt noch nicht versucht zusammenhängende Gebiete mit einer Optimierung auszuscheiden.

1.4 Ziele und Abgrenzung der Arbeit

Obwohl die Biodiversität stark bedroht ist, und genügend gute Optimierungsmodelle vorhanden sind, wird das vorhandene Potential nicht genutzt. Viel zu oft werden suboptimale Lösungen akzeptiert. Mit dieser Arbeit wird deshalb eine bessere Lösung angestrebt.

Die Ziele dieser Arbeit sind:

- 1) Die Entwicklung eines generellen Modells zur automatischen Ausscheidung von Waldreservaten unter Berücksichtigung ökonomischer und ökologischer Ziele sowie Aspekten der Vernetzung
- 2) Die Adaption des Modells auf Schweizer Verhältnisse
- 3) Die Implementierung und der Test des Modells an einem realen Beispiel

1.4.1 Abgrenzung

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich nur mit exakten Optimierungen. Was die verschiedenen heuristischen Modelle zur Reservatsausscheidung beitragen können, ist nicht Gegenstand davon. Das hauptsächliche Ziel ist die Entwicklung eines Vernetzungsmodelles. Die ausgewählten Flächen in den Testgebieten sind daher in erster Linie zur Veranschaulichung des Modells, der genaue Ort dagegen ist zweitrangig.

Die Benützung der Software ArcGIS und des Gurobi Optimizer in MATLAB® ist vorgegeben.

1.4.2 Gliederung

Das Kapitel 2 vertieft die theoretischen Grundlagen der Reservatsplanung und zeigt die Rahmenbedingungen in der Schweiz auf. Danach werden die relevanten Modelle vorgestellt; zuerst im Kapitel 3 die zugrundeliegenden Konzepte und im Kapitel 4 deren mathematische Formulierung. Es folgt die Anwendung auf die zwei Testgebiete *Entlebuch* und *Kanton Zürich* mit den entsprechenden Kriterien. Anschliessend werden erzielte Resultate präsentiert und diskutiert.

2 Hintergrund

2.1 Systematische Reservatsplanung

Eine systematische Reservatsplanung verläuft im Grundsatz immer nach dem gleichen Schema und lässt sich durch die Abfolge von einzelnen Handlungsschritten beschreiben. Die von Margules und Pressey (2000) definierten sechs Schritte wurden in den darauffolgenden Jahren von verschiedenen Wissenschaftlern verfeinert und ergänzt. So entstanden verschiedene Modelle mit jeweils zehn bis dreizehn Schritten. Im Folgenden werden die elf Schritte von Pressey und Bottrill (2009) vorgestellt:

- Schritt 1: Scoping: Definieren des Planungspereimeters, Festlegen des Budgets, Organisieren des Planungsteams, etc.
- Schritt 2: Identifizieren und Einbeziehen der beteiligten Akteure
- Schritt 3: Beschreiben der sozialen, ökonomischen und politischen Voraussetzungen sowie Identifizieren der bedrohten Objekte und der Schutzmöglichkeiten.
- Schritt 4: Identifizieren der qualitativen übergeordneten Schutzziele, z.B. zu Repräsentativität oder Persistenz
- Schritt 5: Erheben von räumlich expliziten sozio-ökonomischen Daten (z.B. Besitzverhältnisse, Nutzung, Kosten)
- Schritt 6: Sammeln von räumlich explizite Daten zur Biodiversität (z.B. Pflanzengesellschaften, Artenvorkommen, Ökosystemleistungen)
- Schritt 7: Definieren von quantitativen Schutzziele (z.B. Reservatsgrösse, Individuenzahl, Vernetzungsgrad)
- Schritt 8: Evaluieren der bereits bestehenden Schutzgebiete bezüglich Erreichungsgrad der definierten Schutzziele
- Schritt 9: Wahl der zusätzlich auszuscheidenden Schutzgebiete
- Schritt 10: Ausscheidung der gewählten Gebiete, Umsetzung des Schutzes
- Schritt 11: Unterhalt und Überwachung der Schutzgebiete

Der Fokus der vorliegenden Arbeit liegt auf dem Schritt neun, also der Auswahl von geeigneten Gebieten. Bei einer schrittweisen Implementierung sollen Flächen bevorzugt werden, die unersetzlich sind (z.B. eine bestimmte Art kommt nur auf dieser Fläche vor) oder sehr verletzlich (z.B. das Risiko einer Degradation ist gross). Weiter befasst sich diese Arbeit auch mit der Definition der Kriterien (Schritt 7).

2.2 Biodiversitätstheorien

Biologische Theorien und Erkenntnisse aus der Forschung liefern die Grundlagen für den Schutz der Biodiversität. Einige davon, die für die vorliegende Arbeit relevant sind, werden im Folgenden kurz vorgestellt.

2.2.1 Populations- und Migrationstheorien

Ein System von Reservaten mit ungeeigneten Gebieten dazwischen hat eine gewisse Ähnlichkeit mit einem System von Inseln. Aufgrund dieser Eigenschaften kann man die Inselbiogeographietheorie (Diamond 1975) auf die Reservatsplanung anwenden. Die Theorie beschreibt das Gleichgewicht von

Hintergrund

Migration und Aussterben im Zusammenhang mit der räumlichen Anordnung der Inseln. Welche konkreten räumlichen Anordnungen sich daraus für die Reservatsplanung ableiten lassen, wird weiter unten erläutert.

Eine Erweiterung der Inselbiogeographietheorie ist die Metapopulationsdynamiktheorie (z.B. Hanski). Metapopulationen lassen sich als Gruppierungen von einzelnen lokalen Populationen auffassen, die verschiedene fragmentierte Habitate besiedeln. Sie sind untereinander durch migrierende Individuen verbunden und bilden in ihrer Gesamtheit die Metapopulation. Stirbt eine lokale Population aus, kann das freie Habitatfragment durch diese migrierenden Individuen erneut besiedelt werden. Das Überleben der Metapopulation hängt davon ab, ob es ein Gleichgewicht zwischen dem Aussterben lokaler Populationen und der Wiederbesiedlung von Habitatfragmenten gibt.

Damit verknüpft ist das Konzept der kleinsten überlebensfähigen Population (Traill et al. 2007). Dies ist die geringste Individuenzahl, welche für ein Langzeitüberleben einer Population notwendig ist. Sie ist für jede Spezies anders. Für die Persistenz muss ein Reservat gross genug sein, dass diese Populationsgrösse mindestens enthalten ist. Leider ist es aufgrund der ungenügenden Datenlage oft schwierig, diese zu bestimmen.

Auch mit der Metapopulationstheorie verbunden ist die Unterteilung der Flächen in Source- und Sink-Gebiete (z.B. Pulliam 1988). Die Source-Flächen oder Quellen sind Flächen von guter Qualität, die ein Populationswachstum erlauben. Die Sink-Flächen oder Senken sind Flächen mit schlechteren Habitateigenschaften, die alleine nicht für das Überleben der Population sorgen könnten. So lange genug Individuen von der Quelle zur Senke migrieren können, bleibt auch die Senke erhalten. Für die Reservatsplanung ist es daher primär wichtig, Quellgebiete zu schützen. Gilt ein Habitat wegen des Menschen als Senke, kann ein effektiver Schutz dazu führen, dass diese Fläche wieder zur Quelle wird (Pulliam 1988).

2.2.2 Störungstheorien

Die Mosaikzyklustheorie ist ein weiteres Konzept, das oft verwendet wird. Es besagt, dass in einer Landschaft natürlicherweise verschiedene Entwicklungsphasen gleichzeitig nebeneinander vorkommen. Diese Diversität ergibt sich durch das natürliche Störungsregime (z.B. Feuer, Wind). Der Gesamtzustand des Systems und die Gesamtbiomasse bleiben gesamthaft betrachtet indes stabil. Um den natürlichen Störungszyklen freien Lauf zu lassen und den Arten gleichzeitig mehrere verschiedene Habitattypen zur Verfügung stellen zu können, ist das Vorhandensein von allen Entwicklungs- und Sukzessionsstufen essentiell (Gauthier et al. 1996). Eine gleichmässige Verteilung über alle Sukzessionsstadien erlaubt nämlich eine bessere Anpassungsfähigkeit: Arten, die von einem bestimmten Stadium abhängig sind, finden so in der näheren Umgebung bei Verlust des ursprünglichen Standortes wieder geeignete Bedingungen vor. Dies ist aber nur möglich, wenn die geschützte Fläche gross genug ist (Wang und Finley 2011).

Pickett und Thompson (1978) schlagen bezüglich Arealgrösse vor, dass die räumliche Anordnung von Reservaten aufgrund der kleinsten Fläche, die ein natürliches Störungsregime ermöglicht, basieren soll (Minimum Dynamic Area MDA). Eine Fläche mit einem natürlichen Störungsregime hat interne Quellen für eine Rekolonisierung und minimiert somit das Aussterben. Diese minimale Flächengrösse ist artabhängig, für das Reservatsdesign ist diejenige der am meisten gefährdeten Spezies als Massstab zu verwenden.

2.2.3 Weitere Theorien

Erfahrungen aus bereits erfolgten Klimaänderungen in der Vergangenheit zeigen, dass die Arten sich mit ihren bevorzugten Klimabedingungen mitbewegen. Dies wird auch im Zuge der aktuellen

Klimaveränderungen beobachtet. Damit sich die Arten an die veränderten Umweltbedingungen anpassen können, müssen evolutionäre Prozesse möglich sein. Für eine in situ Evolution braucht es eine Auswahl von verschiedenen Genotypen, welche üblicherweise in unterschiedlichen Habitaten zu finden sind. Ideale Bedingungen bieten diesbezüglich Habitats, die einen steilen ökologischen Gradienten aufweisen, oder auch solche mit ausgeprägten Umweltveränderungen jüngerer Datums. Ein Verlust der genetischen Vielfalt kann nämlich zu Inzucht führen, was die Fitness verringert und somit das Aussterberisiko erhöht. Intraspezifische Genvariation muss bei der Reservatsplanung daher berücksichtigt werden. Aus der evolutionsbiologischen Perspektive ist also eine Vernetzung erforderlich, um die Bewegung von Individuen und Genen entlang der Korridore zu ermöglichen. In stark fragmentierten Gebieten wo eine intakte Vernetzung nicht möglich ist, braucht es stattdessen Strukturen wie Trittsteine und lineare Routen entlang von Strassen (Sgro et al. 2011).

Die Erhaltung von natürlichen Vernetzungskorridoren ist nicht nur wegen der genetischen Diversität wichtig. Gilbert-Norton et al. (2010) haben herausgefunden, dass Organismen die natürlichen Korridore häufiger benutzen als künstliche, weshalb es sinnvoller ist, die natürlichen vernetzenden Landschaftselemente zu schützen, anstatt künstliche Korridore zu bauen. Die Studie kann jedoch nicht sagen, ob die Korridore die Populationsgrösse oder die Artenvielfalt beeinflussen; dazu wären Langzeitstudien nötig. Williams et al. (2005) wenden jedoch ein, dass Korridore auch Flaschenhälse darstellen können, die dann von Räubern ausgenützt werden.

Eine zu starke Vernetzung kann auch Nachteile haben. Es gilt also, den richtigen Vernetzungsgrad zu wählen. Längere Distanzen können nämlich helfen, die Ausbreitung von Krankheiten oder von invasiven Arten einzudämmen. Die Wahrscheinlichkeit, von einer grösseren Katastrophe wie z.B. einem Feuer oder einem Hurrikan verschont zu bleiben, ist ebenfalls höher. Ausserdem können sie zu einer grösseren Habitatvielfalt führen, indem der Lebensraum der Metapopulation sich insgesamt über ein grösseres klimatisches Spektrum erstreckt. Die relativen Distanzmassstäbe sind dabei für jede Art individuell und es existiert folglich keine optimale Distanz zwischen einzelnen Reservaten (Williams 2008).

2.3 Anforderungen an ein Reservat

Als Vision stellt man sich ein System von geschützten Flächen vor, welche so viel der regionalen Biodiversität, Arten und Habitats repräsentieren, dass gleichzeitig verschiedene räumliche Skalen und hierarchische Levels abgedeckt werden. In der Realität ist dies nicht einfach zu erreichen. Deshalb soll zumindest sichergestellt sein, dass die kritische Biodiversität genügend geschützt wird, aber in einer Weise, die eine gewisse Flexibilität im Zusammenhang mit zukünftigen Umweltveränderungen erlaubt. Um dieses Ziel zu erreichen, muss ein Vorgehen gefunden werden. Ein erster Schritt dazu ist die Festlegung von Prinzipien als Handlungsgrundlage (Kukkala und Moilanen 2013).

2.3.1 Prinzipien

Für einen langfristigen Schutz der Biodiversität müssen Reservate verschiedenen Anforderungen genügen. Dies kann man erreichen, indem man einige Prinzipien erfüllt. Diese wurden unter anderem von Pressey et al. (1993) beschrieben. Die Konzepte sind zum Teil nicht ganz klar voneinander abzugrenzen und ausserdem existieren verschiedene, leicht unterschiedliche Definitionen. Kukkala und Moilanen (2013) geben in einem Review eine Übersicht über die 12 gängigsten Prinzipien, welche in der Folge kurz vorgestellt werden:

- 1) Adäquanz (adequacy) oder Angemessenheit kann zum Beispiel definiert werden als „die Aufrechterhaltung der ökologischen Entwicklungsfähigkeit und Intaktheit von Populationen“. Mit diesem Prinzip soll sichergestellt werden, dass die Arten auch in ferner Zukunft selbständig

Hintergrund

überleben werden. Verschiedene biologische Theorien befassen sich mit den – zum Beispiel räumlichen - Anforderungen welche ein Reservat erfüllen muss, um Persistenz der Arten zu gewährleisten.

- 2) Das Prinzip der Integrativität (comprehensiveness) hat zum Ziel, alle Arten zu schützen. Da ein umfassender Schutz aller Objekte oft mit den verfügbaren Ressourcen nicht möglich ist, wird stattdessen der Schutz so vieler Arten wie möglich angestrebt.
- 3) Repräsentation (representation) meint das Vorkommen und die Häufigkeit einer bestimmten Art in einem bestimmten Gebiet.
- 4) Repräsentativität (representativeness) ist ein Mass für die Anzahl der vorhandenen Arten bzw. dafür, wie gut die Biodiversität der Region auf allen Organisationsstufen wiederspiegelt wird. Oft wird daraus das Kriterium abgeleitet, dass jede Art mindestens einmal im Reservat vorkommen muss, und zwar im Umfang einer überlebensfähigen Population. Repräsentativität wird durch die Langzeitrepräsentation von vielen Arten im Raum erreicht.
- 5) Komplementarität (complementarity) oder das Ergänzungsprinzip ist ein Mass für die Anzahl der noch nicht vertretenen Arten, die eine neue Fläche hinzufügt. Das Prinzip stellt sicher, dass eine zusätzlich hinzugefügte Fläche nicht jene Arten zum Reservat beiträgt, welche schon genügend repräsentiert werden, sondern Arten, die noch nicht repräsentativ vertreten sind. Dieses Prinzip maximiert die Diversität der geschützten Objekte.
- 6) Die Bedrohung oder Gefährdung (threat) definiert, ob Prozesse vorhanden sind, die einen Biodiversitätsverlust verursachen können. Ziel bei der Wahl eines Reservates ist grundsätzlich die Vermeidung oder zumindest Verminderung von Gefährdungen gegenüber der Biodiversität. Mögliche Bedrohungen sind zum Beispiel der Klimawandel, Landnutzungsänderungen oder invasive Spezies.
- 7) Vulnerabilität oder Verletzlichkeit (vulnerability) beschreibt die Sensitivität einer Art gegenüber einer spezifischen Bedrohung. Anders gesagt ist sie das Risiko einer Fläche, degradiert zu werden. Stark gefährdete Arten sind bei der Wahl der Flächen prioritär zu behandeln.
- 8) Ein Reservat muss dem Prinzip der Effizienz (efficiency) genügen. Meist ist damit die Kosteneffizienz bzw. die ökonomische Effizienz gemeint. Dieses Kriterium kann entweder durch eine maximal auszuscheidende Fläche oder eine Budgetvorgabe erreicht werden. Die Effizienz ist beispielsweise hoch, wenn für das Erreichen der Ziele nur eine kleine Anzahl von Flächen benötigt wird. Das Prinzip berücksichtigt, dass die Ressourcen limitiert sind.
- 9) Effektivität oder Wirksamkeit (effectiveness) ist ein Mass für das Erreichen der Schutzziele bzw. die Diskrepanz zwischen den geforderten Repräsentationszielen und den durch das Netzwerk erreichten. Der Schutz der Biodiversität ist effektiv, wenn die Repräsentation aller Arten und Ökosysteme adäquat im Sinne von Prinzip 1 erreicht wurde.
- 10) Unersetzlichkeit (irreplaceability) beschreibt, wie wertvoll eine bestimmte Fläche für das Erreichen der Schutzziele ist bzw. wie hoch die Wahrscheinlichkeit ist, dass eine bestimmte Fläche als Reservat ausgewählt wird. Eine Fläche, deren Schutzwert nicht durch andere Flächen ersetzt werden kann, muss zwingend im resultierenden Reservatsnetzwerk enthalten sein.
- 11) Wiederherstellungskosten (replacement cost) beschreiben den Wertverlust durch Einbezug oder Ausschluss einer bestimmten Fläche vom Reservat. Mit diesem Wert können beispielsweise der biologische Wert oder die anfallenden Extrakosten gemeint sein. Er repräsentiert damit die Differenz zwischen einer optimalen Lösung ohne Bedingungen und einer machbaren Lösung unter den gegebenen Einschränkungen und widerspiegelt so die Wichtigkeit einer individuellen Fläche.
- 12) Flexibilität (flexibility) steht für die Anzahl verschiedener Flächenanordnungen, welche die Schutzziele erreichen können. Alternativen erhöhen dabei die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Implementation. Wird den Akteuren eine Auswahl geboten, können etwa noch

weitere, noch nicht spezifizierte Ziele erreicht werden. Bei Auswahlprozessen mithilfe von Heuristiken resultieren oft verschiedene Alternativen. Wird eine exakte Optimierung vorgenommen gibt es jeweils nur eine Lösung. Durch Einführen von Gewichtungen können jedoch auch hier verschiedene Alternativen erstellt werden.

2.3.2 Geometrische Richtlinien

Nachdem mit den Prinzipien die Leitlinien definiert sind, können nun konkretere Aspekte behandelt werden, zum Beispiel wie hier die räumlichen Anforderungen bei der Auswahl von geeigneten Flächen für Reservate. Williams et al. (2005) haben in ihrem Review sechs geometrischen Richtlinien für Reservate, welche Diamond (1975) definiert hat, ergänzt und beschrieben. Diese wichtigen Strukturen basieren auf der weiter oben erwähnten Inselbiogeographietheorie und unterstützen die Persistenz der Biodiversität. Diese werden im Folgenden kurz erläutert:

- 1) Reservatsgrösse: „Ein grosses Reservat ist besser als ein kleines.“ Die Reservatsgrösse sollte auf der mindestens erforderlichen Fläche für die Beherbergung einer überlebensfähigen Population basieren. Dies ist die minimale Individuenzahl, welche mit einer hohen Wahrscheinlichkeit das langfristige Überleben garantiert. Idealerweise ist die Reservatsfläche so gross, dass für jede vorkommende Spezies eine minimal überlebensfähige Population Platz hat.
- 2) Anzahl Reservate: „Ein einzelnes grosses Reservat ist besser als viele kleine Reservate mit der gleichen Totalfläche.“ Dieses Spannungsfeld wird auch SLOSS („single large or several small reserves“) oder FLOMS (“few large or many small reserves“) genannt. Es ist möglich, dass drei mittlere Reservate effizienter sind, als ein einziges Reservat. Unterteilt man diese mittleren Reservate weiter, kann der Nutzen hingegen wieder abnehmen. Die Wahl der richtigen Fragmentierung ist grundsätzlich abhängig von den schützenswerten Arten und den entsprechenden Schutzziele.
- 3) Reservatsnähe: „Reservate, die nahe beieinander sind, sind besser als Reservate, die weit voneinander entfernt sind.“ und „Reservate mit ähnlichen Abständen zueinander sind besser als Reservate, die linear angeordnet sind.“ (Diamond (1975) formuliert hier zwei unabhängige Grundsätze.) Die Distanz zwischen den Reservaten hat einen Einfluss auf die Migrationsmöglichkeiten der Arten. Ein optimaler Abstand ist ein Kompromiss zwischen „nahe genug für eine Rekolonisierung“ und „weit genug entfernt, um die Auswirkungen von regionalen Unregelmässigkeiten zu begrenzen“.
- 4) Reservatskonnektivität: „Vernetzte Reservate sind besser als unvernetzte.“ Es gibt zwei verschiedene Arten von Konnektivität, nämlich die strukturelle und die funktionale. Erstere beschreibt die physische Verbundenheit, zweitens basiert auf arttypischen Verhaltensweisen. Eine Autobahn beispielsweise bewirkt, dass die beiden Seiten davon nicht strukturell verbunden sind. Für Vögel sind diese zwei Seiten funktionell vernetzt, da sie trotzdem von einer Seite auf die andere gelangen können.
- 5) Reservatsform: „Kompakte Reservate sind besser als langgezogene.“ Kreisförmige Reservate haben kleinere Verbreitungsdistanzen innerhalb des Reservates. Kompakte Reservate haben auch weniger Flächen, welche Randeffekten ausgesetzt sind. Dies ist vor allem wichtig, wenn sich die Bedingungen in der Umgebung stark von denen im Habitat unterscheiden. Die Kompaktheit von Reservaten ist bei kleineren Flächen vermutlich wichtiger als bei grossen. Unter Umständen kann aber auch eine längliche Form von Vorteil sein, da dann die Artendiversität tendenziell grösser ist. Für den Schutz von Uferhabitaten etwa ist eine langgezogene Form aus nachvollziehbaren Gründen sicherlich angebracht.
- 6) Kern- und Pufferzone (von Williams et al. (2005) hinzugefügt): „Ein Reservat mit einer Pufferzone ist besser als eines ohne.“ Die Effektivität einer Pufferzone hängt von ihrer Ausdehnung und vom Schutzziel ab.

Hintergrund

Bei all diesen Konzepten herrscht jedoch einzig darüber Einigkeit, dass grössere Reservate besser sind als kleine. Dafür spricht auch die Arten-Areal-Beziehung, welche besagt, dass die Artenvielfalt mit zunehmender Flächengrösse zunimmt (Margules et al. 1982). Obwohl die anderen Richtlinien generell umstritten sind, wird die Vernetzung eines Reservates oft als wichtig betrachtet und zwar sowohl für den ökologischen als auch den politischen Erfolg (Linguist 2008).

Die Einhaltung dieser Richtlinien führt im Idealfall zu einem Reservatsnetzwerk aus mehreren grösseren und kleineren Reservaten mit verschiedenen Abständen untereinander.

2.4 Optimierungsalgorithmen

Das erste typische und am meisten beschriebene IP-Modell im Zusammenhang mit der Reservatsplanung (z.B. Underhill (1994)) ist das Species Set Covering Problem (SSCP). Es bildet die Grundlage für viele weitere Algorithmen. Der Algorithmus arbeitet mit einem Set von auswählbaren Flächen, wobei jede Fläche ein Subset von verschiedenen Arten enthält. Es wird angenommen, dass wenn die Spezies momentan auf einer Fläche überlebt, sie bei einem Schutz dieser Fläche auch weiterhin dort überleben wird. Die mathematische Notation und Formulierung des Ansatzes lautet folgendermassen (ReVelle et al. 2002):

Mengen:

I Menge der Parzellen i

A Menge der schützenswerten Arten a

S_a Menge der Parzellen $i \in I$, auf welcher die Art $a \in A$ vorkommt; $S_a \subset I$

Entscheidungsvariablen:

$x_i = 1$, falls die Parzelle $i \in I$ als Reservat ausgewählt wird, andernfalls = 0

Zielfunktion:

$$\text{Min} \sum_{i \in I} x_i \quad (2.1)$$

Nebenbedingungen:

$$\sum_{i \in S_a} x_i \geq 1, \quad \text{für alle } a \in A \quad (2.2)$$

Die Entscheidungsvariable darf nur die Werte 0 und 1 annehmen:

$$x_i \in \{0,1\} \quad (2.3)$$

Das Ziel ist, die Anzahl von im Reservat integrierten Flächen zu minimieren unter der Bedingung, dass jede Art auf mindestens einer Fläche vorkommt.

Ein weiteres oft beschriebenes Problem ist das Maximal Covering Location Problem MCLP (z.B. Church et al. 1996). Dieses Modell wählt p Parzellen, so dass die Anzahl repräsentierter Arten im Reservatssystem maximal ist. Notationen der zusätzlichen Variablen und Parameter:

$v_a = 1$, falls die Art a durch die ausgeschiedene Parzelle $i \in I$ abgedeckt wird, andernfalls = 0

M Maximale Anzahl Parzellen eines Reservates [-]

f_a Erhaltungswert der Art $a \in A$ [-]

c_i Fläche der Parzelle $i \in I$ [m^2]

B Flächenmaximum [m^2]

Hintergrund

Zielfunktion:

$$\text{Max} \sum_{a \in A} v_a, \quad (2.4)$$

Nebenbedingungen:

$$v_a \leq \sum_{i \in S_a} x_i, \quad \text{für alle } a \in A \quad (2.5)$$

$$\sum_{i \in I} x_i = M \quad (2.6)$$

Die Entscheidungsvariable darf nur die Werte 0 und 1 annehmen:

$$x_i \in \{0,1\} \quad (2.7)$$

Das Modell kann leicht erweitert werden. Wenn noch andere Attribute vorhanden sind, wie z.B. Seltenheit oder Vulnerabilität, kann einfach die Zielfunktion entsprechend angepasst und der Erhaltungswert maximiert werden. Die Zielfunktion sieht dann folgendermassen aus:

$$\text{Max} \sum_{a \in A} f_a v_a \quad (2.8)$$

Eine weitere Ergänzung ist das Hinzufügen eines Budgets B, um sicher zu stellen, dass die Kosten einen bestimmten Wert nicht überschreiten können:

$$\sum_{i \in I} c_i x_i \leq B \quad (2.9)$$

Eine solche Formulierung, wo der Koeffizient c_i nicht nur die Werte 0 und 1 annehmen kann, tendiert dazu, weniger recheneffizient zu sein.

Multiobjektive Methoden erlauben das Erstellen von mehreren optimalen Lösungen. Die gebräuchlichste Methode ist eine Gewichtung der einzelnen Teilziele, welche anschliessend in der Zielfunktion zusammengefasst werden (Williams et al. 2005).

2.5 Voraussetzungen und Richtlinien der Schweiz

Im Waldgesetz WaG der Schweiz steht, dass die Kantone zur Erhaltung der Artenvielfalt angemessene Flächen als Waldreservate ausscheiden können (WaG Art. 20 Abs. 4) und dass der Bund an Massnahmen zum Schutz und Unterhalt Finanzhilfe leistet, sofern sie vertraglich gesichert sind (WaG Art. 38 Abs. 3). Die Ausscheidung der Reservate ist somit Sache der Kantone. Der Bund ist seinerseits dafür zuständig, dass die internationalen Verpflichtungen, wie z.B. die Konvention der Vereinten Nationen über die biologische Vielfalt (1994), eingehalten werden (Indermühle et al. 1998). Ebenfalls im Gesetz verankert ist, dass seltene Waldgesellschaften besonders zu schützen sind und das Aussterben von Arten durch die Erhaltung genügend grosser Lebensräume verhindert werden soll (NHG Art 18 Abs 1 und 1^{bis}).

Das Konzept Waldreservate Schweiz bildet die Grundlage für die Ausscheidung von Waldreservaten in der Schweiz (Indermühle et al. 1998). Viele Kantone haben davon ausgehend ein kantonales Waldreservatskonzept erarbeitet, was eine Bedingung für die Auszahlung von Bundessubventionen darstellt.

Im Konzept Waldreservate Schweiz befinden sich die folgenden drei Begriffsdefinitionen, welche im weiteren Verlauf der vorliegenden Arbeit ebenfalls verwendet werden (Indermühle et al. 1998):

Waldreservat: „Waldfläche, die zum Schutz (Erhaltung/Förderung) der Biodiversität und/oder dem Zulassen natürlicher Abläufe (Sukzession, Landschaftsdynamik, Populationsdynamik) durch rechtliche Mittel mit einer Nutzungsaufgabe belegt wird.“

Naturwaldreservat: „Waldfläche, die langfristig durch rechtliche Mittel geschützt und mit einem Nutzungsverbot belegt ist. Alle Eingriffe und Aktivitäten, die das Schutzziel gefährden, sind unerwünscht.“ Für Naturwaldreservate wird in dieser Arbeit auch die Abkürzung NWR verwendet.

Sonderwaldreservat: „Waldfläche, die langfristig durch rechtliche Mittel geschützt und mit einer Nutzungsvorschrift belegt ist. Alle übrigen Eingriffe und Aktivitäten, die das Schutzziel gefährden, sind unerwünscht.“ Für Sonderwaldreservate wird in dieser Arbeit auch die Abkürzung SWR verwendet.

Seit der Einführung des NFA sind allfällige Subventionen des Bundes an die Programmvereinbarungen geknüpft. Im Handbuch Programmvereinbarungen im Umweltbereich (Bundesamt für Umwelt BAFU (Hrsg.) 2011) sind allgemeine Ziele für Waldreservate in der Schweiz enthalten:

- Mindestens 10% der Waldfläche sollen als Reservate ausgeschieden werden.
- 30 Reservate sollen grösser als 500 ha sein.
- Eine Mindestfläche von 20 ha soll wo möglich nicht unterschritten werden. Ist dies nicht machbar, gilt eine Untergrenze von 5 ha.
- Die Mindestfläche für Prozessschutz liegt bei 40 ha.
- Waldreservate müssen behörden- und eigentümerverbindlich sein.

Hintergrund

Empfohlene Auswahlkriterien für Reservatflächen befinden sich auch darin (Bundesamt für Umwelt BAFU (Hrsg.) 2011):

- Seltene bzw. besonders schützenswerte Waldgesellschaften und natürliche landschaftstypische Waldformationen
- Totholzreiche Altbestände
- Alte Wälder mit ununterbrochener Waldtradition
- Vorkommen besonderer Lebensräume wie Moore, Felsen, Rutschhänge, Gewässer, etc.
- Vorkommen national prioritärer Arten und ihrer Lebensräume
- Einbettung in naturnahe Waldlandschaft mit Nähe zu weiteren Reservaten

2.6 Interdisziplinäres Projekt des Masterstudiengangs Wald- und Landschaftsmanagement

Im Interdisziplinären Projekt des Masterstudiengangs Wald- und Landschaftsmanagement InPro des Jahres 2012 versuchten Bloch et al. (2012), eine optimale Waldreservatsausscheidung für die UNESCO Biosphäre Entlebuch vorzunehmen. Dafür wurden mittels GIS-Analyse drei Varianten entwickelt: eine ökonomische, eine ökologische, sowie eine optimierte. Diese wurden anschliessend evaluiert. Für die ökonomische Variante wird zunächst geschaut, wo die Holzernte sich nicht lohnt. Man geht nämlich davon aus, dass dort eine Ausscheidung leichter umsetzbar und zudem kostengünstiger ist für den Kanton. Für die so gefundenen Flächen wird der Deckungsbeitrag bzw. der potentielle Ertragsausfall berechnet. Da sich die Berechnung der wirtschaftlichen Kriterien der vorliegenden Arbeit stark an diejenigen von Bloch et al. (2012) anlehnen, wird das Vorgehen hier kurz erläutert: Der Deckungsbeitrag basiert auf der Ertragsklasse und wird durch Faktoren für die Holzernte, den Holzmarkt und die Entwicklungsstufe korrigiert. Man tut dies in Anlehnung an das Entschädigungsmodell aus dem Waldreservatskonzept Luzern (Kantonsforstamt Luzern et al. 2003) angelehnt, wobei die Korrekturfaktoren teilweise angepasst wurden. Der Faktor Holzernte entspricht den Erntekosten, welche sich aus der Erntemethode und der Geländeneigung ergeben. Das Kriterium Holzmarkt gibt an, wie hoch der Anteil des Nadelholzes im Wald ist. Es wird angenommen, dass mit einem hohen Nadelholzanteil ein höherer Preis erzielt werden kann. Das Kriterium Entwicklungsstufe gibt Auskunft über die kurzfristige Wertleistung eines Bestandes. Je jünger der Bestand ist, desto weniger Geld wird er in naher Zukunft abwerfen (Bloch et al. 2012).

2.7 Erntemethode

Die Erntemethode wird später für die Berechnung der ökonomischen Kriterien verwendet. Für deren Bestimmung werden zwei Tools verwendet, eines zur Bestimmung der Befahrbarkeit und eines zur Überprüfung, ob die Flächen mit dem Seilkran abgeerntet werden können. Diese beiden Werkzeuge werden hier kurz vorgestellt.

2.7.1 Befahrbarkeit

Bont (2014) entwickelte ein Modell zur Ausscheidung von befahrbaren Flächen. Es ist ein vereinfachtes Verfahren, welches erlaubt, die Befahrbarkeit grösserer Gebiete relativ gut abzuschätzen. Die Basis dafür bildet die Bodeneignungskarte der Schweiz und die gutachtlich ermittelte maximale bodenabhängige Steigfähigkeit der Fahrzeuge. Ein Vergleich der maximalen Steigfähigkeit eines Abschnittes mit dessen Hangneigung erlaubt die Aussage, ob Flächen befahrbar

Hintergrund

sind. Die Bestände auf den befahrbaren Flächen sind jedoch nur mit bodengestützten Erntemethoden bearbeitbar, wenn sie erschlossen sind. Im Modell wird vom Wald ausgegangen, worum ein Buffer von 250 m gelegt wird. Dieser Buffer erlaubt auch eine Ernte bis zu einer maximalen Transportdistanz vom Offenland her. Danach werden die befahrbaren Flächen und die lastwagenbefahrbaren Strassen identifiziert. Mit dem Shortest Path Algorithmus wird die Distanz der befahrbaren Gebiete zur Strasse berechnet. Die Flächen, welche weiter als 300 m von einer Strasse weg sind, werden nicht als befahrbar ausgeschieden, da sie die maximale Transportdistanz überschreiten. Aus diesem in MATLAB implementierten Modell resultieren diejenigen Waldflächen, auf welchen mit bodengestützten Verfahren geerntet werden kann (Bont 2014).

2.7.2 Seilkraneinsatz

Mit dem MATLAB Seilkran Holzernte Tool von Bont (2009) lässt sich ermitteln, ob das Holz auf einer Waldfläche mit einem mobilen oder einem konventionellen Seilkran geerntet werden kann. Dafür benötigt man die Waldfläche, ein digitales Höhenmodell sowie die lastwagenbefahrbaren Strassen. Als Reichweite des mobilen Seilkrans wird 600 m angenommen, für den konventionellen Seilkran wird von einer maximalen Reichweite von 1500 m ausgegangen. Damit überhaupt ein Seilkran eingerichtet werden kann, muss ausserdem eine minimale Steigung vorhanden sein. Die nicht befahrbaren Flächen, welche auch nicht für einen Seilkraneinsatz geeignet sind, müssten mit dem Helikopter abgeerntet werden.

3 Konzeptionelles Modell

Das Hauptziel der vorliegenden Arbeit ist die Entwicklung eines multikriteriellen Optimierungsmodelles zur Auswahl von vernetzten Flächen. Als Basis wird zunächst ein Modell beschrieben, welches optimale, aber noch unverbundene Flächen auswählt. Dieses Modell wird anschliessend erweitert, damit die ausgewählten Flächen nicht mehr einzeln, sondern gruppenweise zusammenhängend ausgewählt werden. Im zweiten Teil werden dann zwei verschiedene vernetzte Optimierungsmodelle vorgestellt. Die Prozesse rund um die rein mathematische Optimierung herum sind für alle vier beschriebenen Modelle gleich und werden in der Abbildung 1 gezeigt. Die zur Wahl stehenden Waldflächen bilden die Eingabe. Nach der erfolgten Optimierung werden wieder genau die gleichen Waldflächen ausgegeben, jedoch mit einem zusätzlichen Attribut, das einem Wert von 1 entspricht, wenn die Fläche ausgewählt wird, und null ist, falls die Fläche nicht ausgewählt wird. Die einzelnen Teile der Optimierung werden weiter unten genauer erläutert. Im Anschluss werden die Konzepte, welche hinter den einzelnen Optimierungsmodellen stehen, kurz erklärt. Die mathematischen Formulierungen dazu folgen dann im darauffolgenden Kapitel 4.

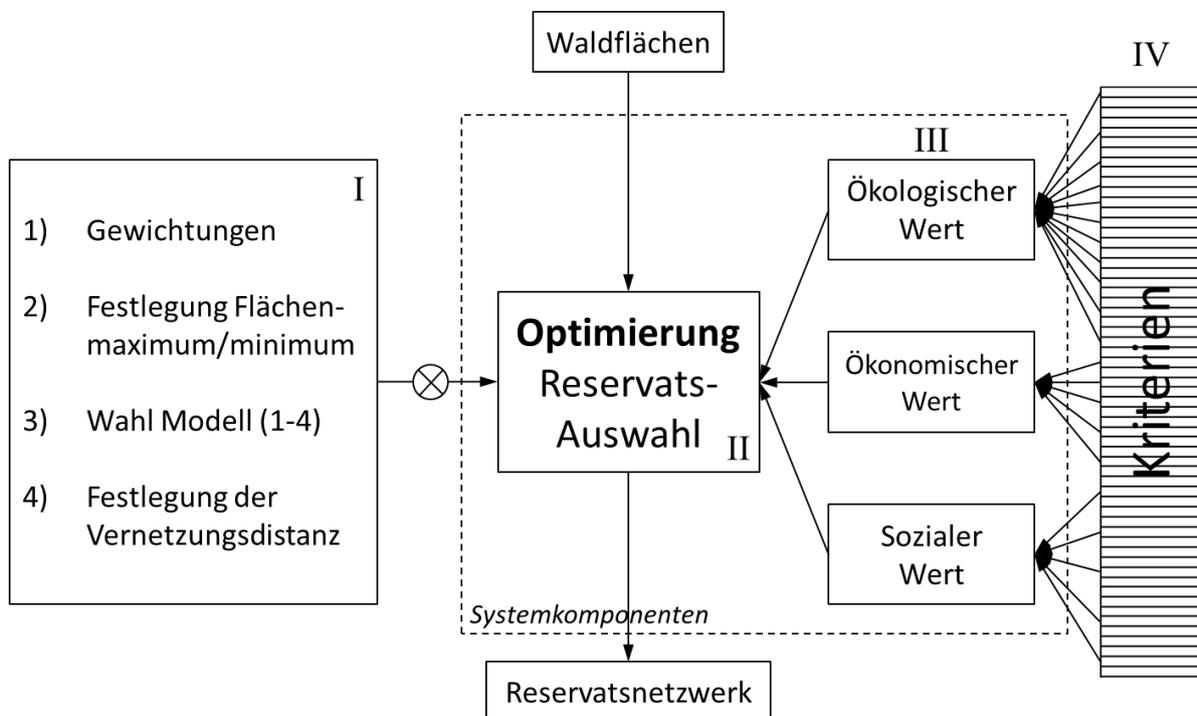


Abbildung 1: Überblick über den Optimierungsprozess.

I: Steuerung

Mit der Steuerung hat der Benutzer die Möglichkeit, verschiedene Szenarien zu berechnen. Er hat die vier untenstehenden Einflussmöglichkeiten auf die Berechnung:

- 1) Es können sowohl die einzelnen Kriterien, als auch die drei Werte (ökologisch, ökonomisch und sozial) unterschiedlich gewichtet werden. Wird keine Eingabe getätigt, wird allen der Standardwert 1 zugewiesen.
- 2) Die Grösse des resultierenden Reservatsnetzwerkes kann mit einem Minimum und/oder einem Maximum begrenzt werden. Wird nichts gewählt, ist das Minimum null und das Maximum ein im Programm festgelegter Standardwert wie zum Beispiel 10 Prozent der Gesamtfläche.

3) Es kann zwischen den folgenden vier Modellen gewählt werden:

- Modell 1: Einfache Optimierung
- Modell 2: Einfache Optimierung mit Clustering
- Modell 3: Vernetzung 1
- Modell 4: Vernetzung 2

Die einzelnen Modelle werden in den Kapiteln 3.1.1 bis 3.2.3 genauer vorgestellt. Die Auswahl eines Modells muss zwingend erfolgen, sonst findet keine Berechnung statt.

4) Es kann gewählt werden, ob absolute oder relative Nachbarschaften verwendet werden sollen. Die Nachbarschaftsvarianten werden im Kapitel 3.2.1 erläutert. Diese Eingabe betrifft nur die beiden Vernetzungsmodelle 1 und 2.

II: Optimierung

Die gewichtete multi-objektive Optimierung wird mit der Software Gurobi Optimizer in MATLAB® ausgeführt. Je nach Modell werden unterschiedliche Nebenbedingungen verwendet. Diese werden für jedes Modell einzeln in den Kapiteln 4.1.1 bis 4.2.2 erläutert.

III: Werte

Die drei Werte (ökologisch, ökonomisch und sozial) resultieren aus verschiedenen gewichteten Kriterien und können selber noch als Ganzes gewichtet werden.

IV: Kriterien

Die Zusammensetzung der Kriterien ist fallspezifisch. Sie hängt ab von der Fragestellung und den vorhandenen Daten. In den Kapiteln 5.3.3 und 5.4.3 werden die einzelnen Kriterien und deren Berechnung, für das jeweilige Testgebiet, genau erläutert.

3.1 Optimierung ohne Vernetzung

Hier werden die beiden Modelle vorgestellt, welche geeignete Flächen für Reservate suchen, ohne dabei die Vernetzung zu berücksichtigen.

3.1.1 Modell 1: Einfache Optimierung

Das Modell führt eine einfache Optimierung durch, die den Eignungswert – bestehend aus mehreren einzelnen Kriterien - maximiert und gleichzeitig den Ertragsausfall minimiert. Die einzelnen Kriterien können beliebig gewichtet werden. Die einzige Nebenbedingung legt eine maximal auszuscheidende Flächengröße fest.

Das Modell kann um weitere Nebenbedingungen ergänzt werden. Man kann beispielsweise die Bedingung einführen, dass mindestens 10 ha von allen Waldgesellschaften ausgewählt werden, oder dass alle Arten mindestens einmal vorkommen müssen. Ein weiteres Beispiel ist, dass bereits existierende Reservate in die Lösung miteinbezogen werden müssen.

3.1.2 Modell 2: Einfache Optimierung mit Clustering

Es handelt sich um eine Erweiterung des Modells 1 und wurde von Fischer und Church (2003) übernommen. Wie in den räumlichen Grundlagen (Abschnitt 2.3.2) unter Punkt 5) bereits erwähnt, ist es von Vorteil, wenn die Reservate kompakt sind. Dies kann erreicht werden, indem der Perimeter um

ein Reservat herum minimiert wird. Je stärker man dieses Kriterium gewichtet, desto kompakter wird das Reservat. Ausserdem wird durch Nebenbedingungen sichergestellt, dass eine Fläche nur ausgewählt wird, wenn ein Nachbar auch ausgewählt wird. Daraus resultieren dann nicht mehr nur Einzelflächen, sondern Paare bzw. Gruppen, die mehr als eine Fläche umfassen.

3.2 Optimierung mit Vernetzung

Die beiden vorherigen Modelle 1 und 2 liefern viele verstreute und isolierte Flächen. Es wäre jedoch besser, wenn man vernetzte und grössere Reservate hätte. Dies wird mit den Modellen 3 und 4 angestrebt.

Ein Reservat kann als Netzwerk modelliert werden, wobei die Flächen Knoten bilden und die Kanten Nachbarschaften repräsentieren. Das Reservat ist vernetzt, wenn es aus einem zusammenhängenden Teilnetzwerk besteht. Von da aus ist es nur mehr ein kleiner Schritt zu zwei, drei oder noch mehr grösseren und zusammenhängenden Reservaten in einer Region, also einem Reservatsnetzwerk.

3.2.1 Nachbarschaften

Eine Waldlichtung oder ein waldfreier Streifen kann von Tieren überwunden werden, wenn die unbewaldet zurückzulegende Distanz nicht zu gross ist. Bei vernetzten Reservaten sollen deshalb solche Zwischenräume – sofern sie eine bestimmte Grössenordnung nicht übersteigen – erlaubt sein. Deshalb kann bei den Vernetzungsmodellen (Modell 3 und 4) zwischen absoluter und relativer Nachbarschaft gewählt werden. Bei der **absoluten** Nachbarschaft gelten zwei Flächen als benachbart, wenn sie eine Ecke oder ein Liniensegment teilen. In der untenstehenden Abbildung 2 links wird dies durch ausgezogene Linien dargestellt. Bei der **relativen** Nachbarschaft (in der untenstehenden Abbildung 2 links durch gestrichelte Linien dargestellt) werden auch Flächen, die kein gemeinsames Liniensegment haben, aber trotzdem nebeneinander liegen, als Nachbarn bezeichnet, sofern eine gewisse Distanz nicht überschritten wird. Dazu werden aus den Voronoi-Polygonen die benachbarten Punkte mit einer Delaunay-Triangulation bestimmt. Anschliessend wird überprüft, ob die Distanz der so bestimmten Nachbarn, innerhalb des tolerierten Bereiches liegt. Als Distanz wird der Einfachheit halber jene zwischen den Flächenschwerpunkten definiert. Davon wird jeweils die durchschnittliche Entfernung zum Flächenrand subtrahiert. Diese wird, wie in der Abbildung 2 auf der rechten Seite dargestellt, annäherungsweise durch den Radius eines Kreises mit der gleichen Flächengrösse bestimmt. Idealerweise würde man zwar den kürzesten Weg zwischen den Flächenrändern nehmen, diese Analyse muss jedoch nicht exakt sein, sondern soll nur einen Einblick gewähren, ob eine solche Herangehensweise in stark fragmentierten Gebieten sinnvoll sein kann.

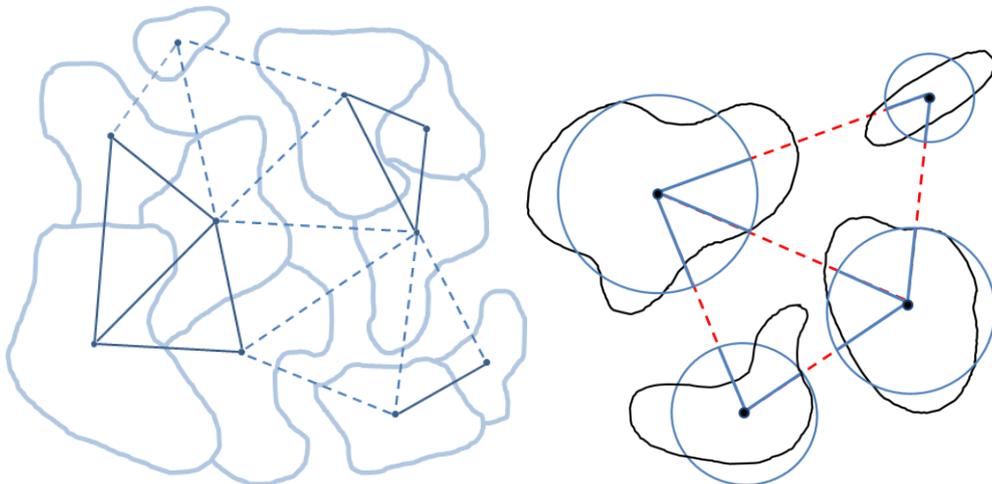


Abbildung 2: Nachbarschaftsbeziehungen.

3.2.2 Modell 3: Vernetzung 1

Es handelt sich hier um eine gemischt-ganzzahlige lineare Programmierung (Mixed Integer Linear Programming MILP). Ziel ist es, ein Teilnetzwerk mit einer bestimmten Flächengrösse und einem maximalen Eignungswert zu finden. Der Eignungswert einer Fläche berechnet sich gleich wie bei den vorhergehenden Modellen, nämlich über die Zielfunktion als Summe der gewichteten Kriterien. Die Vernetzung wird durch Nebenbedingungen gewährleistet, welche von Jafari und Hearne (2013) übernommen wurden.

Der Vorteil der Methode ist, dass keine Zyklen gebildet werden, die danach in einem iterativen Prozess eliminiert werden müssen, weil jeder Knoten nur einmal ausgewählt werden kann. Die Idee dahinter ist ein Umlagerungsverfahren (Transshipment Problem), die Methode ist also flussbasiert. Zum Netzwerk wird ein Versorgungsknoten hinzugefügt, der das Gesamtbudget bzw. die maximale Flächengrösse enthält. Von da aus fließt das Budget über die Verbindungen von Fläche zu Fläche. Bei jeder passierten Fläche muss der Preis bezahlt werden bis kein Geld oder Flächenbudget mehr übrig ist. Der Eignungswert der Fläche wird zum bisher gesammelten Wert hinzugefügt. Dieser Kapital- und Wertfluss kann nur von einem Knoten durch eine Verbindung zu einem anderen fließen. Jede dieser Fließwege kann nur einmal durchquert werden, wobei die Richtung keine Rolle spielt. Von einem Knoten kann der Fluss in verschiedene Richtungen abfließen, aber zu einem Knoten hin kann nur ein einziger Weg führen. Die Anzahl der vom Versorgungsknoten ausgehenden Flüsse ist äquivalent zur Anzahl der gebildeten Reservate. Das Modell erlaubt die Auswahl von mehreren vernetzten Gebieten, z.B. kann man verlangen, dass in jeder Region ein Reservat (mit einer Mindestgrösse von 500 ha) ausgeschieden werden soll.

3.2.3 Modell 4: Vernetzung 2

Es handelt sich ebenfalls um eine gemischt-ganzzahlige lineare Programmierung (MILP). Die Grundlagen zum Netzwerkdesign werden von Bont (2012) übernommen, wo das Modell zur Strassenplanung verwendet wird.

Bei diesem Modell wird ein Ausstiegsknoten am Schluss des Flusses hinzugefügt, mit dem jeder Knoten verbunden ist. Das Ziel ist, wie im Modell 3, ein optimales Netzwerk im Rahmen der gegebenen Flächenbegrenzungen zu finden. Es werden verschiedene Vernetzungsnebenbedingungen definiert, womit dann zunächst eine erste Lösung erzeugt wird. Diese Initiallösung enthält mit grösster Wahrscheinlichkeit Zyklen und deswegen mehr als die maximal erlaubte Anzahl Regionen. In diesem Fall, werden weitere Nebenbedingungen aktiviert, welche die generierten Zyklen verbieten und einen kontinuierlichen Fluss fordern (Church und Cova 2000). In einem iterativen Prozess werden auf diese Weise immer mehr Nebenbedingungen hinzugefügt, bis alle eliminiert sind. Es gilt die Bedingung, dass es für jede Inputverbindung eine Outputverbindung geben muss, bis der letzte Output im Ausstiegsknoten landet. Wird ein Zyklus gebildet, kann der Fluss unendlich im Kreis herumgehen und diese Bedingung ist erfüllt. Mit den zusätzlichen Nebenbedingungen wird nun jeweils einer der Knoten im Kreis als Startknoten definiert. Von dort darf nur eine Verbindung weg führen und ein zweites Passieren des Startknotens ist somit nicht möglich. Auf dem Weg zum Ausstiegsknoten können aber neue Zyklen gebildet werden, die wiederum mit neuen Bedingungen verboten werden müssen. Die Identifizierung der Zyklen erfolgt, indem ein Shortest Path Algorithmus auf die Adjazenzmatrix des Zwischenresultates angewendet wird.

Eine weitere Methode für die Zykeleliminierung wäre, für jeden Zyklus zu definieren, dass nicht alle Kreisverbindungen gleichzeitig gewählt werden können. Die Anzahl der maximal erlaubten

Konzeptionelles Modell

Verbindungen in diesem Zyklus wäre dann die maximale Anzahl Kreisverbindungen minus eins (Miller et al. 1960).

4 Analytisches Modell

Die vorgestellten Modelle wurden in MATLAB® mit der Optimierungssoftware Gurobi Optimizer 5.6 implementiert. Die verschiedenen Variablen und einzelnen Nebenbedingungen werden einzeln vorgestellt. In der Notation beschreibt der Index i eine einzelne Einheitsfläche und der Index j steht für eine Parzelle, welche mit dieser benachbart ist. Die Berechnung des Eignungswertes einer Parzelle ist abhängig von der Fragestellung bzw. von den Kriterien und wird deshalb am Ende des jeweiligen Kriterienkapitels genauer erläutert.

4.1 Optimierung ohne Vernetzung

4.1.1 Modell 1: Einfache Optimierung

Menge:

I Menge der Parzellen i

Entscheidungsvariablen:

$x_i = 1$, falls die Parzelle $i \in I$ als Reservat ausgeschieden wird, sonst $= 0$

Systemparameter:

h_i Eignungswert der Parzelle $i \in I$ [-]

w_h Gewichtung des Eignungswertes h [-]

B Flächenmaximum [m^2]

Zielfunktion:

Der Eignungswert der Parzellen wird maximiert. Dieser entspricht der gewichteten Summe der verschiedenen Kriterien. Da dieser je nach Fragestellung und Kriterien anders berechnet wird, wird er jeweils am Ende des Kriterienkapitels der beiden Testgebiete (XX) genauer erklärt.

$$\text{Max} \sum_j (w_h h_i) x_i \quad (4.1)$$

Nebenbedingungen:

Die Budgetobergrenze bzw. das Flächenmaximum darf nicht überschritten werden:

$$\sum_{i=1}^I c_i \leq B \quad (4.2)$$

Die Entscheidungsvariablen dürfen nur die Werte 0 und 1 annehmen:

$$x_i \in \{0,1\} \quad (4.3)$$

4.1.2 Modell 2: einfache Optimierung mit Clustering

Mengen:

I Menge der Parzellen i

L Menge von Parzellenpaaren (i,j) , die sich ein Liniensegment teilen; $L \subset I$

Entscheidungsvariablen:

x_i = 1, falls die Parzelle $i \in I$ als Reservat ausgeschieden wird, sonst = 0

z_{ij} = 1, falls die Parzellen $i, j \in L$ beide als Reservat ausgeschieden werden, sonst = 0

Systemparameter:

h_i Eignungswert der Parzelle $i \in I$ [-]

p_i Umfang der Parzelle $i \in I$ [m]

q_{ij} Länge des gemeinsamen Liniensegmentes der Parzellen $i, j \in L$ [m]

w_h Gewichtung des Eignungswertes h [-]

w_p Gewichtung des Umfangs p [-]

B Flächenmaximum [m²]

Zielfunktion:

Der Eignungswert der Parzellen wird wiederum maximiert und der totale Perimeter minimiert

$$\text{Min} \sum_i (w_h h_i + w_p p_i) x_i - \sum_{(i,j) \in L} 2(w_p q_{ij}) z_{ij} \quad (4.4)$$

Nebenbedingungen:

Die Budgetobergrenze bzw. das Flächenmaximum darf nicht überschritten werden:

$$\sum_{i=1}^I c_i \leq B \quad (4.5)$$

z_{ij} darf nur dann 1 sein, wenn die benachbarten Flächen $i, j \in L$ beide ausgewählt werden:

$$x_i - z_{ij} \geq 0, \quad \text{für jedes gemeinsame Liniensegment mit } (i, j) \in L \quad (4.6)$$

$$x_j - z_{ij} \geq 0, \quad \text{für jedes gemeinsame Liniensegment mit } (i, j) \in L \quad (4.7)$$

Die Entscheidungsvariablen dürfen nur die Werte 0 und 1 annehmen:

$$x_i \in \{0,1\}, \quad z_{ij} \in \{0,1\} \quad (4.8)$$

4.2 Optimierung mit Vernetzung

4.2.1 Modell 3: Vernetzung 1

Mengen:

I Menge der Parzellen i

N Anzahl Parzellen

N_i Menge der Nachbarparzellen j der Parzelle $i \in I$ (inkl. Versorgungsparzelle); $N_i \subset I$

Entscheidungsvariablen:

k_{ij} = Kapitalfluss von der Parzelle $i \in I$ zur Parzelle $j \in N_i$

k_{ji} = Kapitalfluss von der Parzelle $j \in N_i$ zur Parzelle $i \in I$

Analytisches Modell

k_{0i} = Kapitalfluss von der Versorgungsparzelle zur Parzelle $i \in I$

y_{ij} = 1, falls die Verbindung von der Parzelle $i \in I$ zur Parzelle $j \in N_i$ ausgewählt wird, sonst = 0

y_{ji} = 1, falls die Verbindung von der Parzelle $j \in N_i$ zur Parzelle $i \in I$ ausgewählt wird, sonst = 0

y_{0i} = 1, falls die Verbindung von der Versorgungsparzelle zur Parzelle $i \in I$ ausgewählt wird, sonst = 0

Systemparameter:

h_i Eignungswert der Parzelle $i \in I$ [-]

B Flächenmaximum [m^2]

c_i Fläche der Parzelle $i \in I$ [m^2]

R Maximale Anzahl Reservate [-]

Zielfunktion:

Der Eignungswert h_i der Parzelle $i \in I$ wird maximiert.

$$\text{Max} \sum_{i=1}^N \sum_{j \in N_i} y_{ji} * h_i c_i \quad (4.9)$$

Der Eignungswert h_i der Parzelle $i \in I$ ist eine Kombination von mehreren Werten. Diese sind je nach Fragestellung unterschiedlich. Der Eignungswert wird mit der Fläche multipliziert. Damit die Flächengröße das Resultat nicht beeinflusst wird der Wert auf diese Weise auf 1ha hochgerechnet.

Nebenbedingungen:

Die Budgetobergrenze bzw. das Flächenmaximum darf nicht überschritten werden:

$$\sum_{i=1}^N k_{0i} \leq B \quad (4.10)$$

Wenn die Fläche $i \in I$ ausgewählt wird, muss dafür zwingend bezahlt werden:

$$\sum_{j \in N_i} k_{ji} - \sum_{j \in N_i - \{0\}} k_{ij} = c_i * \sum_{j \in N_i} y_{ji}, \quad \forall i = 1, \dots, N \quad (4.11)$$

Der Kapitalfluss in Fläche $i \in I$ darf nur von einer Quelle her zum Knoten i hinfließen:

$$\sum_{j \in N_i} y_{ji} \leq 1, \quad \forall i = 1, \dots, N \quad (4.12)$$

Diese Nebenbedingungen stellen sicher, dass die Verbindung nur ausgewählt wird, wenn Kapital hindurchfließt:

$$y_{ij} \leq k_{ij}, \quad \forall i = 1, \dots, N, j \in N_i \quad (4.13)$$

$$k_{ij} \leq B * y_{ij}, \quad \forall i = 1, \dots, N, j \in N_i \quad (4.14)$$

Das Kapital kann vom Versorgungsknoten aus nur zu einem einzigen Knoten hinfließen:

$$\sum_{i=1}^N y_{0i} = R \quad (4.15)$$

Analytisches Modell

Die Variablen dürfen nicht negativ sein und y_{ij} darf nur 0 oder 1 sein:

$$y_{ij} \in \{0,1\}, \quad k_{ij} \geq 0, \quad (4.16)$$

$$y_{ij} = \begin{cases} 1, & \text{if } k_{ij} > 0 \\ 0, & \text{andernfalls} \end{cases} \quad (4.17)$$

4.2.2 Modell 4: Vernetzung 2

Mengen:

I Menge der Parzellen i

N Anzahl Parzellen

N_i Menge der Nachbarparzellen j der Parzelle $i \in I$ (inkl. Ausstiegsparzelle); $N_i \subset I$

G Menge der Parzellen $i \in I$ der Zyklen (= potentielle Startknoten); $G \subset I$

Entscheidungsvariablen:

x_i = 1, falls die Parzelle $i \in I$ als Reservat ausgeschieden wird, sonst = 0

y_{i0} = 1, falls die Verbindung von der Parzelle $i \in I$ zur Ausstiegsparzelle ausgewählt wird, sonst = 0

y_{ij} = 1, falls die Verbindung von der Parzelle $i \in I$ zur Parzelle $j \in N_i$ ausgewählt wird, sonst = 0

y_{ji} = 1, falls die Verbindung von der Parzelle $j \in N_i$ zur Parzelle $i \in I$ ausgewählt wird, sonst = 0

w_i = 1, falls der Knoten $i \in I$ der Startknoten des Zyklus ist, sonst = 0

u_{ij} = 1, falls die Verbindung von der Parzelle $i \in I$ zur Parzelle $j \in N_i$ im Zyklus ausgewählt wird, sonst = 0

u_{ji} = 1, falls die Verbindung von der Parzelle $j \in N_i$ zur Parzelle $i \in I$ im Zyklus ausgewählt wird, sonst = 0

u_{i0} = 1, falls die Verbindung von der Parzelle $i \in I$ zur Ausstiegsparzelle, sonst = 0

e = 1, falls ein Zyklus vorhanden ist, sonst = 0

Systemparameter:

h_i Eignungswert der Parzelle $i \in I$ [-]

B Flächenmaximum [m^2]

c_i Fläche der Parzelle $i \in I$ [m^2]

R Maximale Anzahl Reservate [-]

Zielfunktion:

Der Eignungswert h_i der Parzelle $i \in I$ wird maximiert.

$$\text{Max} \sum_{i=1}^N \sum_{j \in N_i} y_{ji} * h_i \quad (4.18)$$

Der Eignungswert h_i der Parzelle $i \in I$ ist eine Kombination von mehreren Werten. Diese sind je nach Fragestellung unterschiedlich. Der Eignungswert wird mit der Fläche multipliziert. Damit die Flächengröße das Resultat nicht beeinflusst wird der Wert auf diese Weise auf 1ha hochgerechnet.

Nebenbedingungen:

Die Budgetobergrenze bzw. das Flächenmaximum darf nicht überschritten werden:

$$\sum_{i=1}^N x_i * c_i \leq B \quad (4.19)$$

Wenn die Fläche $i \in I$ ausgewählt wird, muss mindestens eine Verbindung davon wegführen:

$$\sum_{j \in N_i} y_{ij} \geq x_i, \quad \text{für alle } i \in I \quad (4.20)$$

Wenn eine Verbindung zur Fläche $i \in I$ führt, muss mindestens eine Verbindung davon wieder wegführen:

$$y_{ji} \leq \sum_{j \in N_i} y_{ij}, \quad \text{für alle } i \in I \quad (4.21)$$

Die Anzahl der Verbindungen zum Versorgungsknoten darf maximal so gross sein, wie die erlaubte Anzahl Regionen:

$$\sum_{i=1}^N y_{i0} \leq R \quad (4.22)$$

Falls eine Verbindung zum Knoten $i \in I$ führt, muss die entsprechende Parzelle ausgewählt werden:

$$y_{ij} \leq x_i, \quad \text{für alle } i \in I \quad (4.23)$$

Eine Verbindung kann nur in eine Richtung durchquert werden:

$$y_{ij} + y_{ji} \leq 1 \quad (4.24)$$

Die Entscheidungsvariablen dürfen nur die Werte 0 oder 1 annehmen:

$$x_i \in \{0,1\}, \quad y_{ij} \in \{0,1\} \quad (4.25)$$

Durchbrechen von Zyklen:

Wenn ein Zyklus vorhanden ist, müssen zusätzliche Nebenbedingungen aktiviert werden:

$$x_i \leq e, \quad \text{für alle } i \in G \quad (4.26)$$

Das Netzwerk muss von einem der Knoten im Zyklus starten:

$$e \leq \sum_{i \in G} w_i \quad (4.27)$$

Gleichgewichtsbedingung für die Startknoten (Input = Output):

$$w_i + \sum_{j \in N_i} u_{ji} = \sum_{j \in N_i} u_{ij}, \quad \text{für alle } i \in G \quad (4.28)$$

Gleichgewichtsbedingung für alle anderen Knoten (Input = Output):

$$\sum_{j \in N_i} u_{ji} = \sum_{j \in N_i} u_{ij}, \quad \text{für alle } i \notin G \quad (4.29)$$

Es muss am Schluss eine Verbindung zum Ausstiegsknoten führen:

$$e = \sum_{i=1}^N u_{i0} \quad (4.30)$$

Analytisches Modell

Es muss eine Verbindung zum ursprünglichen Problem bestehen. Wenn die Verbindung u_{ij} ausgewählt wird, muss auch die Verbindung y_{ij} ausgewählt werden:

$$u_{ij} \leq y_{ij}, \quad \text{für alle } i \in I \quad (4.31)$$

Die Entscheidungsvariablen dürfen nur die Werte 0 oder 1 annehmen:

$$e \in \{0,1\}, \quad u_{ij} \in \{0,1\}, \quad w_i \in \{0,1\} \quad (4.32)$$

5 Anwendung

Die entwickelten Modelle werden an zwei realen Beispielen getestet. Zum einen soll der beste Ort für ein Grossreservat im Entlebuch gefunden werden. Zum anderen sollen im Kanton Zürich die besten Orte für Lichten Wald ermittelt werden.

Das Ziel dieser Anwendung auf reale Beispiele ist, zu zeigen, inwiefern ein solches Optimierungsverfahren in Zukunft in der Praxis als Entscheidungshilfe zur Ausscheidung von Waldreservaten beitragen kann. Im Detail sollen folgende Fragen in Bezug auf die Anwendung geklärt werden:

- a) Wo liegt das Potential der Modelle in Bezug auf die Praxis?
- b) Wo sind die Grenzen der Modelle?
- c) Sind die Modelle für Naturwaldreservate wie auch für Sonderwaldreservate gleichermaßen geeignet?

Im Folgenden wird kurz erläutert, wie sogenannte Einheitsflächen erstellt wurden. Anschliessend werden für beide Testgebiete das Untersuchungsgebiet vorgestellt, die spezifische Fragestellung genauer formuliert und die zu erfüllenden Kriterien daraus abgeleitet. Die Erstellung der Einheitsflächen und die Wertzuweisung zu den einzelnen Parzellen wird mit der Software ArcGIS Desktop 10.2 durchgeführt. Die Dokumentation der erstellten GIS-Modelle befindet sich im Anhang.

5.1 Erstellen der Einheitsflächen

Grundlage für die Optimierung bildet eine Karte mit den auswählbaren Parzellen und den dazugehörigen Werten. Die Wahl dieser sogenannten Einheitsflächen hat einen grossen Einfluss auf das Resultat, weshalb diesem Schritt genügend Aufmerksamkeit geschenkt werden sollte. Hier wird kurz erläutert wie die Einheitsflächen in dieser Arbeit erstellt wurden:

Ideal sind möglichst homogene Flächen von ähnlicher Grösse. Äusserst komfortabler wäre es, wenn diese zudem auch gleich die Planungseinheiten widerspiegeln würden, wie zum Beispiel Parzellen- oder Bestandsgrenzen. Die Umwelt entspricht in der Realität jedoch sehr selten diesen Anforderungen. In der Schweiz sind die Waldgebiete durch die stark differenzierte Topografie und die kleinräumige Nutzung sogar besonders inhomogen.

Die erste Entscheidung, die man treffen muss, ist diejenige, ob man mit Raster- oder mit Vektordaten arbeiten will. Der Vorteil von Rastern ist, dass alle gleich gross sind und auch die gleiche Form haben. Das bedeutet, dass das Resultat weder von der Form, noch von der Flächengrösse beeinflusst werden kann. Dies wäre insbesondere beim Modell 2, welches im Kapitel XX beschrieben wird, von Vorteil, da dort der Perimeter minimiert wird. Der Nachteil von Rastern ist jedoch, dass bei grösseren Zellen der ermittelte Eignungswert die Eigenschaften der Fläche möglicherweise nicht gut genug widerspiegelt. Es kann z.B. sein, dass die eine Hälfte der Rasterzelle zwar ein sehr wertvolles Habitat darstellt, die andere aber ein sehr schlechtes. Die Zelle hätte dann lediglich einen mittleren Wert, wodurch die geeignete Fläche unerkannt bliebe. Dieser Nachteil verliert an Einfluss, je kleiner die Zellen sind; die benötigte Rechenkapazität nimmt dafür aber rasant zu. Vektorflächen dagegen haben – sofern sie für ähnliche Habitate gebildet werden – den Vorzug, dass die Aussagekraft der Werte höher ist. Ihre Schwachstelle ist jedoch die, dass je nach Gebiet ganz unterschiedliche Flächengrössen und zum Teil sehr verzettelte Formen entstehen können. Verzettelte Gebiete führen zu einer viel grösseren Zahl von Nachbarschaften, was die Rechenzeit wiederum immens erhöht.

Anwendung

Die Vernetzungsmodelle 3 und 4 wären mit Rastern aufgrund der hohen Variablenzahl sehr schnell überfordert, weshalb hier die Einheiten durch Vektorflächen repräsentiert werden.

Die nächste Aufgabe besteht darin, die Waldfläche in einigermaßen homogene Teile aufzuteilen. Ein erster Versuch, diese zu lösen besteht darin, die Rasterzellen mit den gleichen Habitateigenschaften zu Polygonen zu aggregieren. Dies führt jedoch zu extrem kleinparzelligen Einheiten. Da keine sinnvolle Aggregationsmöglichkeit gefunden wird, muss diese Variante verworfen werden. Schliesslich wird die Kartierung der Waldgesellschaften als Basis für die Einheitsflächen verwendet. Die Waldgesellschaften repräsentieren nämlich bereits Gebiete mit ähnlichen Bedingungen, etwa Bodeneigenschaften, Klima, Pflanzenarten, etc. Die Kartierung ist zudem kleinflächig und die Daten sind aktuell. Leider sind diese Flächen jedoch oft nicht sehr homogen z.B. bezüglich Entwicklungsstufe, da sie nicht gleichmässig bewirtschaftet werden.

Die Auswahl der Waldreservatsflächen erfolgt später parzellenscharf. Es wäre folglich sinnvoll, die Einheitsflächen noch mit den Parzellengrenzen zu verschneiden. Da dies aber wiederum sehr viele kleine Flächen liefert, wird darauf verzichtet. Das Resultat kann bei einer allfälligen Ausscheidung auch später noch an die Eigentumsgrenzen angepasst werden.

5.2 Erstellen der Kriterien

Die Zieldefinition – Schritte 4 und 7 bei Margules und Pressey (2000) – ist bei der Reservatsausscheidung von grosser Bedeutung. Die Kriterien variieren je nach Fragestellung stark und werden aus objektspezifisch festgelegten Zielen abgeleitet. Man braucht also andere Kriterien für ein möglichst ungestörtes Naturwaldreservat, als für ein Sonderwaldreservat Lichter Wald, das gepflegt wird. Wenn man mehrere Kriterien anwenden will, kann man diese in mehreren Durchgängen unterschiedlich gewichten und schauen, wie sich das Resultat verändert bzw. wie gross der Einfluss eines Kriteriums auf die Gebietsauswahl ist.

Ein Kriterium kann einen Wert zwischen 0 und 1 annehmen. Je höher der Wert ist, desto besser wird das Kriterium erfüllt.

5.3 Testgebiet 1: Entlebuch - Grossreservat

5.3.1 Untersuchungsgebiet und Daten

Das Testgebiet umfasst die Waldregion Entlebuch und die Gemeinden Willisau und Luthern. Die analysierten Geodaten stammen vom Kanton Luzern. Der Perimeter umfasst rund 56518 ha und die Waldfläche umfasst davon 23225 ha. Dies entspricht der Fläche der kartierten Waldgesellschaften. Diese Kartierung ist genauer als die Waldfläche, die mittels Luftbildern ermittelt werden kann. Ausserdem bilden die Waldgesellschaften eine wichtige Grundlage, da aus ihnen die Einheitsflächen gebildet werden.

5.3.2 Problemstellung/ Ziele

Im Testgebiet Entlebuch ist das Ziel den am besten geeigneten Standort für ein Grossreservat (Mindestgrösse: 500 ha) zu finden. Dies erfolgt mithilfe von zwei spezifischeren Fragestellungen. Zum einen wird versucht, die bereits bestehenden Reservate im Napfgebiet zu einem Grossreservat zu verbinden. Zum anderen wird der der beste Ort für ein Grossreservat unabhängig von den bereits bestehenden Reservaten gesucht. Für diese Fragestellungen ist eine vollständige Vernetzung zwingend.

5.3.3 Kriterien

Für ein Grossreservat werden laut Handbuch Programmvereinbarungen mindestens 500 ha an zusammenhängenden Flächen benötigt (Bundesamt für Umwelt BAFU (Hrsg.) 2011). Es ist daher nicht sinnvoll, Waldfragmente, die weniger als eine halbe Hektare gross sind, auszuwählen. Diese Baumgruppen sind ebenfalls wertvolle Biotop und als Trittsteine vermutlich geeignet, für die Auswahl des geeigneten Gebietes jedoch nicht sonderlich relevant. Ausserdem wird durch deren Weglassen der Rechenaufwand stark reduziert. Sie werden aus diesem Grund mit einem grossen Nachbarn verschmolzen oder, wenn sie keinen Nachbarn haben - also nur eine Baumgruppe darstellen - ganz weggelassen.

5.3.3.1 Ökologie

Vorkommen bedrohter Tierarten

Gefährdete Arten sind besonders zu schützen. Es sind Daten zu den folgenden, zumindest teilweise auf den Wald angewiesenen Tierarten vorhanden:

- Ameisen
- Amphibien
- Fledermäuse
- Kleinraubtiere
- Reptilien
- Wildtiere

Das Kriterium gibt an, ob auf der Parzelle bedrohte Tierarten vorkommen. Der maximale Wert wird erzielt, wenn auf einer Parzelle vier Tierarten vorkommen. Bei weniger Tierarten ist der Wert entsprechend geringer zu wählen.

Vorhandensein wertvoller Lebensraumstrukturen

Dieses Kriterium basiert auf der Bewertung der Natur- und Kulturobjekte aus dem Waldreservatskonzept Luzern (Kantonsforstamt Luzern et al. 2003). Die Basis bilden die folgenden sieben Objekttypen:

- Altholz
- Totholz
- Urwald
- Wertvoller Lebensraum
- Seltene Waldgesellschaften
- Typische Waldgesellschaften
- Aufzuwertende Bestände

Der Objekttyp Wertvoller Lebensraum ist eine Kombination von Felsen, Gruben, Lichtem Wald, Gewässern, Feuchtgebieten, Mooren, Auen, sowie Besonderen Lebensräumen. Flächen mit traditioneller Betriebsform sind im Testgebiet keine erfasst und Daten zur Naturnähe der Bestände fehlen. Dabei sind Flächen mit einer Überlagerung von mehreren wertvollen Habitatstrukturen vorzuziehen. Welche Überlagerungen dabei besonders wertvoll sind, ist der Tabelle 2 zu entnehmen.

Tabelle 2: Bewertung der Natur- und Kulturobjekte

Objekttyp		Eignung	Überlagerung mit ...							
			Totholz	Wertvoller Lebensraum	Trad. Betriebsform	Seltene Waldgesellschaft	Naturnah	Aufwertung	Typisch	
C	Urwald	sehr gut								
D	Altholz	gut	sehr gut	sehr gut	gut	sehr gut	sehr gut	gut	sehr gut	
E	Totholz	mässig		sehr gut	gut	gut	gut	mässig	gut	
H	Wertvoller Lebensraum	mässig			gut	gut	gut	mässig	gut	
M	Trad. Betriebsform	gut				gut	mässig	mässig	gut	
R	Seltene Waldgesellschaft	mässig					gut	gut	sehr gut	
U	Naturnah	mässig								
V	Aufwertung	mässig								
W	Typisch	gut								

Die Übersetzung der Prädikate in Werte ist der Tabelle 3 am Ende des Kapitels zu entnehmen.

Ungestörtheit

Viele und insbesondere bedrohte Tierarten reagieren sehr empfindlich auf Störungen. Ein wichtiges Beispiel dafür ist die Indikatorart Auerhuhn. Braunisch et al. (2012) haben in einer Studie herausgefunden, dass die effektive Distanz zur nächsten Strasse das Vorkommen von Auerwild besser beschreibt, als die Strassendichte. Deshalb wird für das Kriterium der Ungestörtheit der Abstand zur nächsten befahrbaren Strasse verwendet. Die entsprechende Wertzuteilung ist der Tabelle 3 am Ende des Kapitels zu entnehmen.

Anwendung

Struktur

Ein reich strukturierter Lebensraum hat aufgrund des vergrößerten Nischenangebotes mit einiger Wahrscheinlichkeit eine höhere Biodiversität als ein einförmiges Habitat. Stufige Bestände oder verschiedene unterschiedliche Entwicklungsstufen auf engstem Raum bringen kurzzeitig Struktur in den Bestand. Bei einem Prozessschutz, wie dies bei Naturwaldreservaten der Fall ist, nimmt diese Struktur an den meisten Standorten natürlicherweise wieder ab. Vor allem Laubwald entwickelt sich ohne Eingriffe rasch zu einem einschichtigen Bestand. Waldränder überwachsen zwar auch mit der Zeit, es dauert jedoch bedeutend länger, bis zwei vorrückende Waldränder eine Lücke vollständig geschlossen haben. Aus diesem Grund wird hier als strukturelles Kriterium die Grenzliniendichte des Waldes verwendet. Für die Bewertung dieser Grösse wird wiederum das Auerhuhn als Massstab herangezogen, da es eine Indikatorart ist und damit die Bedingungen für viele weitere Tierarten ebenfalls günstig sind. Laut Ehrbar (1983) muss die Grenzliniendichte für Auerhühner grösser als 100m/ha sein; besonders geeignet sind Gebiete mit mehr als 200m/ha. Die Grenzliniendichte wird für jeweils eine Viertelhektare berechnet. Sie entspricht jeweils dem Mittelwert der vier die entsprechende Viertelhektare enthaltenden Hektarquadrate (z.B. rotes oder grünes Quadrat in der Abbildung 3). Die genaue Wertzuweisung ist der Tabelle 3 zu entnehmen.

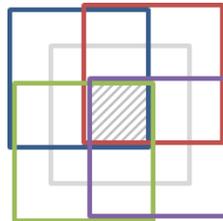


Abbildung 3: Berechnung der Grenzliniendichte.

Tabelle 3: Zusammenfassung der ökologischen Kriterien mit den zugeteilten Werten.

Kriterium	Beschreibung	Mögliche Werte
Tierarten	4 Tierarten vorhanden	1
	3 Tierarten vorhanden	0.75
	2 Tierarten vorhanden	0.5
	1 Tierart vorhanden	0.25
	keine Tierarten vorhanden	0
Wertvoller Lebensraum	sehr gut	1
	gut	0.67
	mässig	0.33
Ungestörtheit	mehr als 500m zur nächsten Strasse	1
	100 bis 500m bis zur nächsten Strasse	0.5
	weniger als 100m bis zur nächsten Strasse	0
Grenzliniendichte	über 200m/ha	1
	100 bis 200m/ha	0.5
	unter 100m/ha	0
Mehr als 500 m	über 200 m/ha	1
	100 bis 200 m/ha	0.5
	unter 100 m/ha	0

Daneben gibt es noch viele weitere sinnvolle Kriterien, die man als ökologische Kriterien verwenden könnte. Beispiele dafür sind wertvolle Waldnachbargebiete oder Flächen mit landschaftsbildenden Prozessen. Ausserdem wären Verbreitungsdaten von weiteren bedrohten Tiergruppen, wie zum Beispiel Vögeln oder Insekten, eine wertvolle Ergänzung.

5.3.3.2 Ökonomie

Die Bestimmung der Erntemethode erfolgt ähnlich wie bei Bloch et al. (2012). Der durchschnittlich erwartete Erlös (Tabelle 4) ist nach Ertragsklassen aufgeteilt und wird aus dem Waldreservatskonzept Luzern (Kantonsforstamt Luzern et al. 2003) übernommen.

Tabelle 4: Ertragsklassen und zugeordnete Deckungsbeiträge.

Ertragsklassen		Erwarteter Reinerlös
I	sehr gut	350 CHF
II	gut	250 CHF
III	mittel	150 CHF
IV	mässig	70 CHF
V	schlecht	30 CHF

Die Korrekturwerte aufgrund von Erntemethode und Geländeneigung werden unverändert von Bloch et al. (2012) übernommen. Zur Bestimmung der Befahrbarkeit wird das Modell zur Ausscheidung von befahrbaren Flächen von Bont (2014) verwendet, welches im Kapitel 2.7 beschrieben wird. Ein weiteres von Bont (2009) entwickeltes Tool ermöglicht die Ausscheidung von Flächen, die mit dem mobilen oder dem konventionellen Seilkran abgeerntet werden können. Für Orte, die nicht mit Harvester, Seilkran mobil oder Seilkran konventionell erreicht werden können, wird eine Helikopterernte angenommen. Je steiler das Gebiet und je aufwändiger die Erntemethode ist, desto kleiner wird der Deckungsbeitrag. In der Tabelle 5 sind die genauen Werte dieses Korrekturfaktors ersichtlich.

Tabelle 5: Korrekturfaktoren Erntemethode und Geländeneigung.

Erntemethode	Geländeneigung			
	Flach (0-10%)	Geneigt (10-25%)	Steil (25-60%)	sehr steil (>60%)
Befahrbare Flächen	+8%	+5%	-5%	-12%
Mobiler Seilkran	-2%	-5%	-15%	-22%
Konventioneller Seilkran	-10%	-12%	-22%	-30%
Helikopter	-15%	-17%	-27%	-35%

Da der Preis von Nadelholz auf dem Holzmarkt seit längerem markant höher ist als derjenige für Laubholz, wird der Deckungsbeitrag zusätzlich aufgrund des Mischungsgrades angepasst. Diese Werte sind ebenfalls von Bloch et al. (2012) übernommen und werden in der Tabelle 6 dargestellt.

Tabelle 6: Korrekturfaktor Nadelholzanteil.

Nadelholzanteil	Korrektur
>90%	+5%
50-90%	0%
10-50%	-5%
0-10%	-10%
keine Angabe	0%

Auf die Verwendung der sowohl von Bloch et al. (2012) als auch im Waldreservatskonzept Luzern (Kantonsforstamt Luzern et al. 2003) verwendeten Entwicklungsstufen wird hier verzichtet und zwar aus den folgenden Gründen: Bei den zwei referenzierten Quellen ging es um auszahlende Beträge an betroffene Waldbesitzer im Falle einer Ausscheidung eines sich in ihrem Eigentum befindlichen Waldstücks als Reservat, also um eine Kostenabschätzung. Im Falle der hier vorliegenden Arbeit geht es dagegen nur um den Standort für ein Grossreservat, der langfristig gesehen einen möglichst kleinen Ertragsausfall verursacht. Da Reservate idealerweise mehrere Hundert Jahre bestehen

Anwendung

bleiben, werden sowieso alle Entwicklungsstufen durchlebt. Die für die Holzwirtschaft wertvollsten Flächen, welche im Moment die höchsten Erträge erzielen, sollen demnach nicht prioritär als Reservate in Frage kommen. Dieser leicht andere Fokus führt dazu, dass hier auf das Kriterium der Entwicklungsstufe verzichtet wird. Es kommt das Risiko hinzu, dass ein heute wertvoller Altholzbestand morgen abgeerntet wird, und er somit in nächster Zukunft für ein Reservat nicht geeignet ist.

Als weiteres ökonomisches Kriterium wäre beispielsweise die Transportdistanz des Holzes zur nächsten Sägerei denkbar. Dies ist jedoch schwierig zu beziffern.

5.3.3.3 Sozial

Im sozialen Bereich sind die drei Kriterien Akzeptanz, Nutzungskonflikte und Tauglichkeit bezüglich Erholung und Bildung denkbar.

Die Akzeptanz hat einen Einfluss auf die Umsetzbarkeit. Man kann davon ausgehen, dass ein Nutzungsverzicht erfolgreicher umgesetzt werden kann, wenn der Besitzer der Errichtung eines Naturwaldreservates auf seinem Grundstück positiv gegenüber steht. Es ist zudem plausibel, dass es schwieriger wird, je grösser die Anzahl betroffener Privatwaldbesitzer ist. Bei Staats- oder Gemeindewald ist von einer hohen Akzeptanz auszugehen, da der Vorschlag zur Ausscheidung von Reservaten oftmals von den Behörden kommt. Für das Testgebiet 1 sind keine Daten zur Besitzstruktur des Waldes erhältlich. Es kann also nicht unterschieden werden zwischen Privatwald und öffentlichem Wald.

Der Abgleich mit anderen Vorrangfunktionen bzw. die Überprüfung, ob Nutzungskonflikte entstehen, ist ebenfalls wichtig. Beispiele dazu befinden sich bei den sozialen Kriterien für das Testgebiet 2 im Kapitel 5.4.3.3.

Ein Kriterium betreffend Erholung ist die Ästhetik der Landschaft. Diese ist jedoch schwer zu bewerten, da sehr subjektiv. Ein anderes Ziel aus dem Waldreservatskonzept Schweiz (Indermühle et al. 1998), diesmal zur Bildung, ist die Förderung des Verständnisses für Naturwerte im Wald. Damit dieses Verständnis in der Bevölkerung wachsen kann, muss diese auch einen einfachen Zugang zum Reservat haben. Hier könnte man sich überlegen, die Nähe zum Siedlungsgebiet oder die Erreichbarkeit mit dem Öffentlichen Verkehr zu bewerten. Will man jedoch beispielsweise ein Reservat für das Auerhuhn, welches sehr störungsanfällig ist, eignet sich eher ein abgelegener ungestörterer Ort. Aufgrund der schlechten Datenlage in diesem Bereich wurde beim Testgebiet 1 auf die Verwendung von sozialen Kriterien verzichtet.

5.3.3.4 Eignungswert

Der Eignungswert h_i für das Testgebiet 1 wird folgendermassen berechnet:

$$h_i = w_{\text{Ökologie}} * (w_{\text{Tiere}} * h_{\text{Tiere}} + w_{\text{Lebensraum}} * h_{\text{Lebensraum}} + w_{\text{Struktur}} * h_{\text{Struktur}} + w_{\text{ungestört}} * h_{\text{ungestört}}) + w_{\text{ökonomie}} * (w_{\text{Kosten}} * h_{\text{Kosten}})$$

w Gewichtungsfaktor

h Wert des Kriteriums

5.4 Testgebiet 2: Zürich – Lichter Wald

5.4.1 Untersuchungsgebiet und Daten

Das Untersuchungsgebiet umfasst den ganzen Kanton Zürich. Die Geodaten dazu stammen vom Kanton. Die Fläche des Kantons ist 172897 ha gross, die Waldfläche beträgt 49407 ha. Wiederum wird die Fläche der kartierten Waldgesellschaften gewählt, siehe oben.

5.4.2 Problemstellung/ Ziele

In dieser zweiten Anwendung wird versucht, das Modell zur Ausscheidung von Sonderwaldreservaten einzusetzen. Das konkrete Ziel für den Kanton Zürich ist die Identifizierung geeigneter Standorte für Lichte Wälder (LiWa). Im Waldentwicklungsplan Kanton Zürich 2010 (WEP) sind bereits 712 ha LiWa ausgeschieden; bis ins Jahr 2025 wird eine Gesamtfläche von 1000 ha angestrebt (Kanton Zürich 2010).

Lichter Wald wird im Aktionsplan Lichter Wald (AP LiWa) (Abegg et al. 2005) folgendermassen definiert: „Lichte Wälder sind Waldflächen, die aufgrund natürlicher Gegebenheiten und/oder durch Eingriffe lange licht bleiben und den Lebensraum für seltene und gefährdete, auf Lichten Wald angewiesene Pflanzen- und Tierarten (Zielarten) bilden.“ Es eignen sich vor allem wenig wüchsige Waldgesellschaften, da dort der Pflegeaufwand zur Freihaltung geringer ist, und steile Wälder, da diese nach dem Auflichten im besten Fall lange licht bleiben (Abegg et al. 2005).

5.4.3 Kriterien

Die Kriterien sind in die drei Kategorien Ökologie, Ökonomie und Soziales unterteilt. Im Folgenden werden für jede dieser Kategorien die jeweiligen Unterkriterien vorgestellt und mit ihnen die dazugehörigen Überlegungen. Am Ende jedes Kapitels sind die einzelnen Werte der Kriterien in einer Tabelle zusammengefasst.

5.4.3.1 Ökologie

Exposition

Südexponierte Standorte sind tendenziell trockener und wärmer. Die Trockenheit vermindert zum einen die Wüchsigkeit und ist zum anderen wichtig für licht- und wärmebedürftige Arten. Die Exposition wird mit dem digitalen Höhenmodell berechnet. Von den acht Himmelsrichtungen werden Südosten, Süden und Südwesten als geeignet eingestuft. Der Kriterienwert ist definiert als Prozentsatz der südlich ausgerichteten Flächen auf der Parzelle.

Hangneigung

Steile Standorte sind oft weniger wüchsig und bleiben nach einer Auflichtung lange, und auch ohne weitere Pflegeeingriffe licht (Abegg et al. 2005). Der vorkommende Höchstwert liegt bei einer Steigung von 50%, was einen Kriterienwert von 1 ergibt. Den geringeren Steigungen werden davon ausgehend linear Werte zwischen null und eins zugewiesen.

Eichen und Föhren

Laut Abegg et al. (2005) kann das Vorkommen von Baumarten wie Föhren und Eichen auf geeignete Gebiete für Lichten Wald hinweisen, der Anteil dieser beiden Baumarten am Bestand wird deshalb als Kriterium verwendet.

Anwendung

Lebensraumpotential

Speziell trockene oder speziell feuchte Gebiete sind für Lichten Wald geeignet. Wie bereits beim Kriterium der Exposition erläutert, führt Trockenheit zu mehr Wärme und Licht in den Beständen. Speziell feuchte Gebiete, wie zum Beispiel Moorwälder, sind natürlicherweise licht und liefern - im Gegensatz zu den trockenen Gebieten vom anderen Ende des Artenspektrums her - einen wertvollen Beitrag zur Biodiversität im Lichten Wald. Um diese Gebiete mit hohem Lebensraumpotential wird ein Buffer von 100 m gelegt, damit auch Waldgebiete direkt neben einer geeigneten Offenlandfläche ausgewählt werden können. Der Kriterienwert gibt den prozentualen Anteil an der Einheitsfläche wieder, der ein hohes Lebensraumpotential aufweist.

Waldgesellschaften

In Abegg et al. (2005) (AP LiWa) sind geeignete Waldgesellschaften aufgeführt. Es wird dabei unterschieden zwischen den drei Kategorien „gut geeignet“, „geeignet“ und „allenfalls mit Teilflächen geeignet“. Es sind vor allem wenig wüchsige Standorte, die nach einer Auflichtung lange licht bleiben, enthalten. Die Einteilung wird übernommen.

LiWa-Arten und Artenzahl

Ein wichtiges Kriterium ist das Vorkommen von seltenen und gefährdeten Tier- und Pflanzenarten. Dafür werden die Zielarten des Lichten Waldes (Tiere und Pflanzen) aus dem AP LiWa (Abegg et al. 2005) sowie Käferarten der Familien der Bock-, Pracht-, Hirsch-, Rosen- und Schnellkäfern verwendet (Weber 2014). Es wird berechnet wie viele unterschiedliche Arten (nicht Sichtungen) auf einer Einheitsfläche vorkommen. Dazu wird zunächst die Artenzahl pro Quadratkilometer ermittelt:

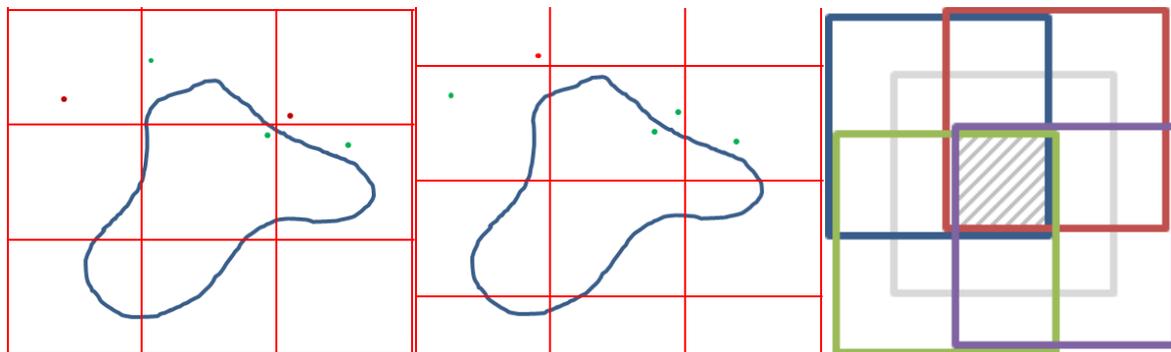


Abbildung 4: Berechnung der Artenzahl.

In der Abbildung 4 (Links und Mitte) sieht man, dass eine Artbeobachtung (Punkt), je nachdem wie man das Raster über die Flächen legt, der Fläche zugeordnet wird oder eben nicht. Um diesen Effekt abzuschwächen, wird nicht ein einziges Netz mit einer Maschenweite von 1km^2 über die Flächen gelegt, sondern der Mittelwert aus vier verschiedenen Netzen, die jeweils um 500m gegeneinander verschoben sind, verwendet. Für die grau schraffierte Fläche von 500m x 500m wird der Mittelwert der vier umliegenden Quadranten (grosse farbige Quadrate) genommen. Dieser Wert wird anschliessend noch durch vier geteilt, da die Fläche nur einen Viertel-Quadratkilometer umfasst. So kann die durchschnittliche Artenzahl auf dieser Fläche unabhängig vom Stichprobennetz ermittelt werden. Für die Einheitsflächen wird der entsprechende Artwert prozentual berechnet. Wenn beispielsweise auf der einen Hälfte einer Einheitsfläche zwei Arten vorkommen und auf der anderen Hälfte zehn, sind auf dieser Fläche durchschnittlich sechs Arten vorhanden. Es ist jedoch zu bedenken, dass die Arteninventare auf Artbeobachtungen oder einzelnen Artaufnahmen basieren und nicht flächendeckend aufgenommen worden sind.

Anwendung

Entwicklungsstufe und Deckungsgrad

Deckungsgrad und Entwicklungsstufe sind zwei weitere Kriterien, die den Zustand eines lichten Waldes beschreiben. Es sind jedoch vergängliche Kriterien. Dadurch können auch Flächen ausgewählt werden, die sich aufgrund der anderen Voraussetzungen weniger für Lichten Wald eignen, jetzt aber gerade im richtigen Stadium, also licht und alt, sind. Deshalb stellt sich die Frage, ob diese beiden Kriterien ohne weiteres als Ausscheidungskriterium verwendet werden sollen. Man könnte sich beispielsweise vorstellen, diese zwar zu verwenden, aber weniger stark zu gewichten oder für eine zeitliche Priorisierung der geeigneten Flächen zu verwenden. So könnten beispielsweise Flächen, die bereits viel Altholz enthalten zuerst ausgeschieden werden.

Tabelle 7: Ökologische Kriterien des Testgebietes 2 und ihre möglichen Werte.

Kriterium	Beschreibung	Mögliche Werte
Exposition	Anteil südlich ausgerichteter Fläche in Prozent	0/.1/.2/.3/.4/.5/.6/.7/.8/.9/1
Hangneigung	Steigung in Prozent /50 (50% Steigung = 1, 20% Steigung = 0.4, etc.)	0/.1/.2/.3/.4/.5/.6/.7/.8/.9/0
Lebensraumpotential	Anteil ganz trockener oder ganz feuchter Gebiete in Prozent (im Umkreis von 100m)	0/.1/.2/.3/.4/.5/.6/.7/.8/.9/1
Waldgesellschaften	gut geeignet	1
	geeignet	0.67
	allenfalls mit Teilflächen geeignet	0.33
	restliche Waldgesellschaften / ungeeignet	0.00
Zielarten Lichter Wald	10 Zielarten und mehr	1
	1-9 Zielarten	Artenzahl/10
	0 Zielarten	0
Eichen/Föhren	Anteil Eichen und Föhren in Prozent	0/.1/.2/.3/.4/.5/.6/.7/.8/.9/1
Entwicklungsstufe	50 (Starkes Baumholz)	1
	40 (Mittleres Baumholz)	0.7
	30 (Schwachtes Baumholz)	0.4
	20 (Stangenholz) -> besser als Jungwuchs, trotzdem nicht wertvoll	0.1
	10 (Jungwuchs/Dickung)	0
	60 (stufige Bestände) -> weder besonders gut, noch besonders schlecht	0.4
Deckungsgrad	70-100% (zu dunkel)	0
	50-70% (eher dicht)	0.5
	30-50% (optimal)	1
	10-30% (eher licht)	0.5
	0-10% (kein Wald mehr)	0

Ein weiteres sehr sinnvolles Kriterium wäre das Vorkommen von Totholz. Dafür fehlt jedoch die Datengrundlage.

5.4.3.2 Ökonomie

Deckungsbeitrag

Die Werte für den Deckungsbeitrag werden gleich wie für das Testgebiet 1 (Entlebuch) berechnet. Die Basis bildet der potentielle Ertragsausfall, welcher durch die beiden Faktoren Erntemethode und Nadelholzanteil korrigiert wird.

Anwendung

Der Ertragsausfall ergibt sich aus der Ertragsklasse. Den Waldgesellschaften im Kanton Zürich wurde bereits eine Ertragsklasse zugeordnet, nämlich 1, 2 oder 4. Für diese drei Klassen mit der verbalen Bewertung gering, mittel und gut wird eine Ertragsausfallsentschädigung von 50, 100 und 200 CHF vorgeschlagen (Amt für Landschaft und Natur Abteilung Wald 2000). Aufgrund dieser Angaben können die Zürcher Klassen 1, 2 und 4 den Luzernischen Ertragsklassen 2, 3 und 4 zugeordnet werden, was verbal mässig, mittel und gut sowie monetär 70, 150 und 250 CHF entspricht.

Bei der Bestimmung der Erntemethode und des Nadelholzanteils wird genau gleich verfahren wie bei Testgebiet 1. Die Vorgehensweise kann weiter oben im Kapitel 5.3.3.2 nachgelesen werden. Der Deckungsbeitrag ist also eine Kombination aus mehreren Kriterien. Bei der Optimierung werden Flächen bevorzugt, bei denen ein tiefer Deckungsbeitrag bezahlt werden muss.

Pflegeaufwand

Ein weiteres Kriterium ist der Pflegeaufwand, der möglichst klein bzw. kostengünstig ausfallen soll. Es ist davon auszugehen, dass die Pflege auf schlecht erschlossenen und steilen Flächen teurer ist. Deshalb wird hier wiederum die Erntemethode als Kriterium verwendet, jedoch mit einer entgegengesetzten Bewertung. Flächen, die mit dem Harvester geerntet werden können, erhalten somit den Wert 1, die mit dem mobilen Seilkran erreichbaren einen von 0.66, die mit dem konventionellen Seilkran erreichbaren einen von 0.33 und die Flächen, welche nur mit dem Helikopter geerntet werden können einen von 0.

5.4.3.3 Soziales

Eigentümer

Es wird angenommen, dass von verschiedenen Eigentümergruppen eine unterschiedlich hohe Akzeptanz zu erwarten ist. Die Erfahrung hat etwa gezeigt, dass Privatwaldbesitzer einer Ausscheidung ihres Waldes als Reservat tendenziell kritischer gegenüber stehen als Kantone oder Gemeinden. Korporationen gelten dabei als leicht positiver eigestellt als Einzelpersonen. Daher erhalten Waldgebiete, die im Besitz des Staates oder des Kantons sind, den Wert 1, diejenigen im Besitz von Gemeinden den Wert 0.75, diejenigen im Besitz von Korporationen den Wert 0.5 und die Einzelprivatwälder den Wert 0.25. Wälder ohne Eigentumsangaben erhalten Wert 0.

Abgleich mit Vorrangfunktionen aus dem Waldentwicklungsplan

Bei der Vorrangfunktion Schutz müssen die einzelnen Schutzziele unterschiedlich behandelt werden. Bei Wald entlang von Strassen, Bahnen und Leitungen (Waldentwicklungsplan Besonderes Ziel WEP BZ S4 und S5) können Bäume eine Gefahr darstellen, womit Lichter Wald vorteilhaft wäre. In den Grund- und Trinkwasserschutzzonen 1 und 2 (WEP BZ S3) ist eine dauernde Bestockung gefordert, in der Schutzzone 3 soll LiWa laut schriftlicher Mitteilung von Ammann (2014) jedoch kein Problem darstellen. Im Schutzwald gegen gravitative Naturgefahren (WEP BZ S1) kann es wiederum Nutzungskonflikte geben. Die Flächen mit den besonderen Zielen S1 und die Schutzzonen 1 und 2 von den besonderen Zielen S3 werden deshalb von den auswählbaren Einheitsflächen ausgenommen (Kanton Zürich 2010).

Waldflächen, die mit der Vorrangfunktion „biologische Vielfalt“ bezeichnet werden, sind für den Naturschutz reserviert und stellen somit ideale Orte für Lichten Wald dar. Ihnen wird daher der Wert 1 zugewiesen. Auf Gebieten, für die bereits eine Schutzverordnung besteht, sind Naturschutzprojekte einfacher durchzuführen; aus diesem Grund erhalten jene Flächen auch den Wert 1.

Auf Flächen mit den Vorrangfunktionen Holznutzung oder Erholung ist das Einrichten eines Lichten Waldes möglich. An Orten mit dem Besonderen Ziel der Eiben- (B5) oder Eichenförderung (B4)

Anwendung

besteht aber grundsätzlich ein Nutzungskonflikt. Es muss damit situativ entschieden werden, welcher Nutzung Vorrang gegeben werden soll. Das Kriterium wird deshalb nicht weiter berücksichtigt.

In bereits bestehenden Naturwaldreservaten ist ein Lichter Wald aufgrund des geltenden Nutzungsverbotes nicht möglich. Diese Gebiete erhalten deshalb den Wert -1.

Die sozialen Kriterien und ihre Werte sind in der Tabelle 8 zusammengefasst.

Tabelle 8: Soziale Kriterien des Testgebietes 2 und ihre möglichen Werte.

Kriterium	Beschreibung	Mögliche Werte
Eigentümer	Staat oder Kanton	1
	Gemeinde	0.75
	Korporation	0.5
	Privates Waldeigentum	0.25
	kein Eigentümer	0
Vorrangfunktionen	SVO	Prozentualer Anteil an Fläche
	Naturschutzvorrangflächen	Prozentualer Anteil an Fläche
	Naturwaldreservate	Prozentualer Anteil an Fläche *-1

5.4.3.4 Eignungswert

Der Eignungswert h_i für das Testgebiet 2 wird folgendermassen berechnet:

$$h_i = (w_{\text{Soziales}} * s_{\text{Soziales}} * (w_{\text{Eigentum}} * h_{\text{Eigentum}} + w_{\text{SVO}} * h_{\text{SVO}} + w_{\text{Naturschutz}} * h_{\text{Naturschutz}} + w_{\text{NWR}} * h_{\text{NWR}})) + (w_{\text{Ökologie}} * s_{\text{Ökologie}} * (w_{\text{Süd}} * h_{\text{Süd}} + w_{\text{Steig}} * h_{\text{Steig}} + w_{\text{Lebensraum}} * h_{\text{Lebensraum}} + w_{\text{Deckung}} * h_{\text{Deckung}} + w_{\text{Entw}} * h_{\text{Entw}} + w_{\text{Arten}} * h_{\text{Arten}} + w_{\text{WG}} * h_{\text{WG}} + w_{\text{Ei/Fö}} * h_{\text{Ei/Fö}}) + w_{\text{Ökonomie}} * s_{\text{Ökonomie}} * (w_{\text{Kosten}} * h_{\text{Kosten}} + w_{\text{Pflege}} * h_{\text{Pflege}})$$

w Gewichtungsfaktor

h Wert des Kriteriums

6 Resultate

In diesem Kapitel werden die Resultate aus der Anwendung vorgestellt. Dabei soll aber angemerkt sein, dass das Hauptresultat dieser Arbeit die Entwicklung der Modelle ist und nicht die hier vorgestellten Ergebnisse der Anwendungsbeispiele. Die hier präsentierten Resultate sind deshalb nicht absolut zu sehen, sondern sollen primär als Illustration dienen, um das Potential und die Grenzen der Modelle zu beleuchten und Verwendungsmöglichkeiten aufzuzeigen.

6.1 Zielkonflikte zwischen Kriterien

Die Sensitivität der Kriterien und ihre Korrelation untereinander lässt sich besonders gut mit dem Modell 1 testen, da dieses sehr kurze Rechenzeiten aufweist. Man kann die Werte von zwei zu untersuchenden Kriterien variieren, während man alle anderen Werte unverändert lässt, und beobachten, wie sich diese zwei Kriterien verhalten bzw. wie sich der Zielwert verändert. Somit lässt sich ein allfälliger Zielkonflikt oder Trade-off zwischen diesen beiden Merkmalen aufzeigen. In der untenstehenden Grafik ist als Beispiel der Trade-off zwischen einer rein ökologischen und einer rein ökonomischen Optimierung im Entlebuch dargestellt. Alle Punkte auf der Kurve stellen eine optimale Lösung – unter jeweils unterschiedlicher Gewichtung der beiden Kriterien – dar. Die Abbildung 5 zeigt links den Trade-off in Prozent, rechts die Werterreichung der Kriterien. Der rote Punkt stellt jeweils dieselbe Lösung dar. Sie hat einen ökologischen Trade-off von 3%, erzielt also 97% des ökologischen Maximums; der ökonomische Trade-off dieser Lösung hingegen liegt bei 19%, wobei nur 81% der ökonomischen Optimallösung erreicht werden. In der Abbildung 5 links stellt die Fläche oberhalb der Kurve, die Menge der möglichen suboptimalen Lösungen dar; in der Werterreichungsgrafik ist es jene unter der Kurve. Auf der jeweils anderen Seite der Kurve ist keine Lösung möglich und es gibt folglich keine Fläche, die gleichzeitig den besten ökologischen und ökonomischen Wert erzielt. Wenn es nicht möglich ist, eines der Kriterien zu verbessern, ohne dass dabei das andere sich verschlechtert, spricht man auch von einem Pareto-Optimum.

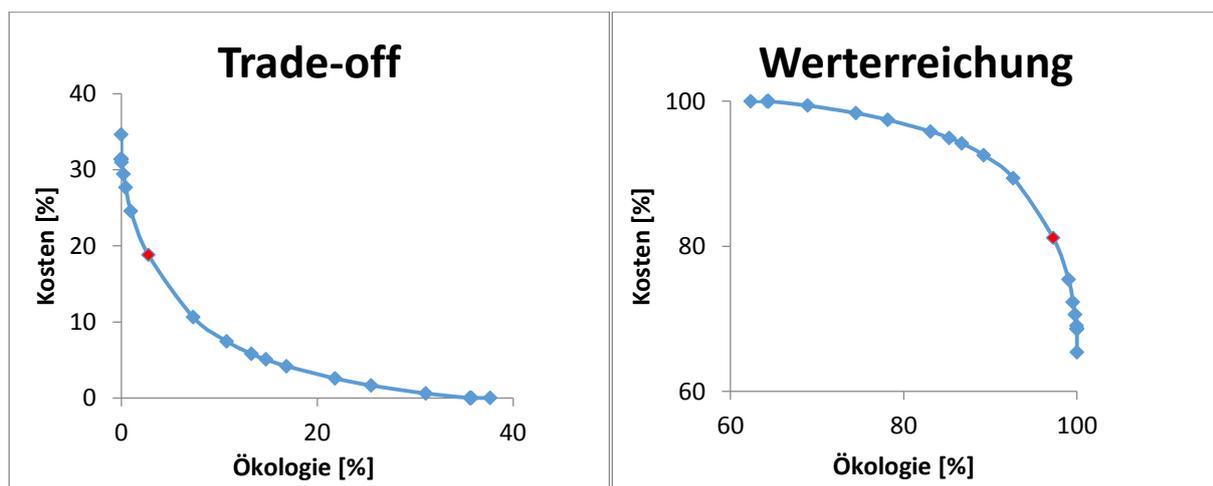


Abbildung 5: Trade-off von Ökologie und Ökonomie.

Im Folgenden werden einige der interessantesten Beziehungen und die sich daraus ergebenden Schlüsse für die beiden Testgebiete kurz vorgestellt.

6.1.1.1 Testgebiet 1: Entlebuch – Grossreservat

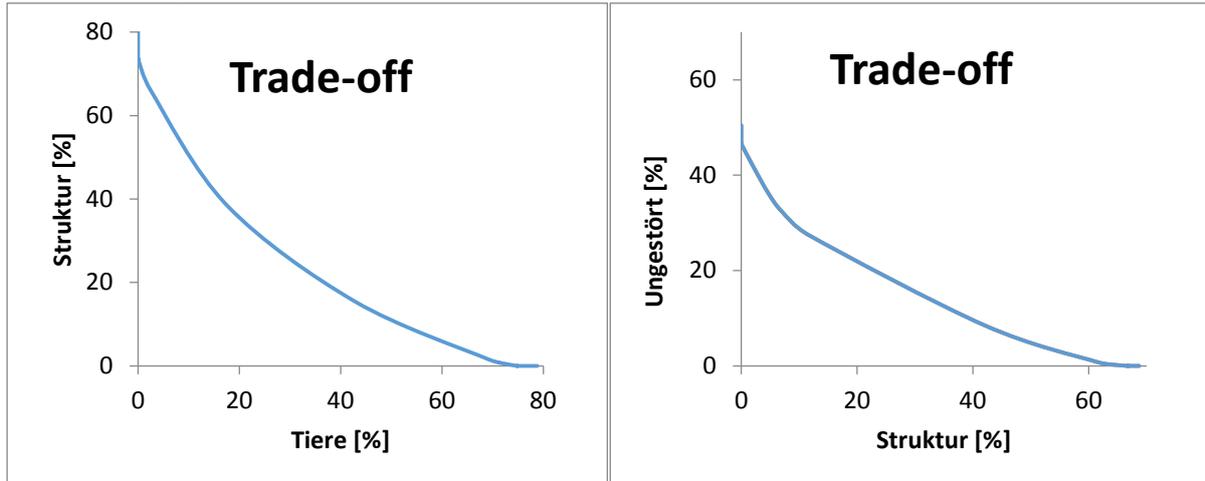


Abbildung 6: Trade-off der Struktur.

Für das Testgebiet 1 ist der Trade-off zwischen der Struktur und den vorkommenden Tierarten ziemlich hoch (Abbildung 6, links). Dies könnte daran liegen, dass die betrachteten Tierarten vor allem die kleineren davon - weniger stark auf strukturierte Wälder angewiesen sind. Dieses Wissen kann man nun, je nach Zielsetzung, entsprechend anwenden. Man kann es etwa dazu gebrauchen, durch eine hoch gewichtete Struktur bewusst auch geeignete Gebiete für andere Tierarten mit auszuschneiden, oder man kann das Kriterium weglassen und damit ein besseres Habitat für die verwendeten Arten finden.

Wie in Abbildung 6, rechts ersichtlich, lässt sich durch ein bisschen Störung mehr Struktur in den Bestand bringen. Dies kann zum Beispiel für das Auerhuhn wichtig sein.

6.1.1.2 Testgebiet 2: Zürich – Sonderwaldreservat

Für das Testgebiet 2 zeigt die Abbildung 7, dass bei den unterschiedlichen Gewichtungen der Kriteriengruppen Ökologie, Ökonomie und Soziales insbesondere ein Nutzungskonflikt zwischen Ökologie und Ökonomie besteht, die Sozialen Kriteriendagegen scheinen ein geringes Konfliktpotential aufzuweisen.

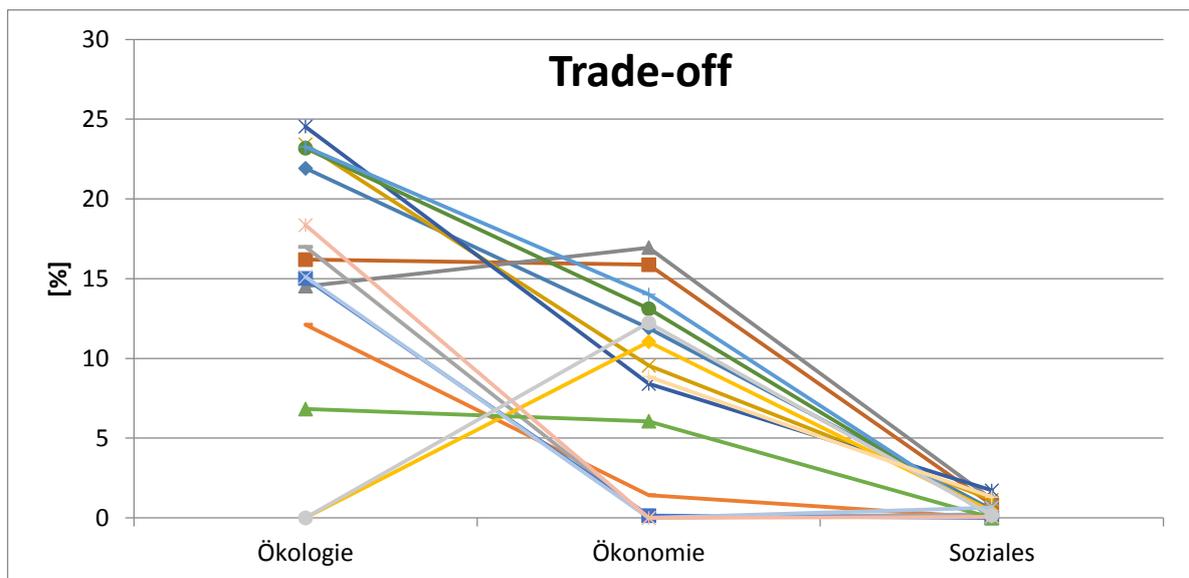


Abbildung 7: Trade-off der drei Oberkriterien.

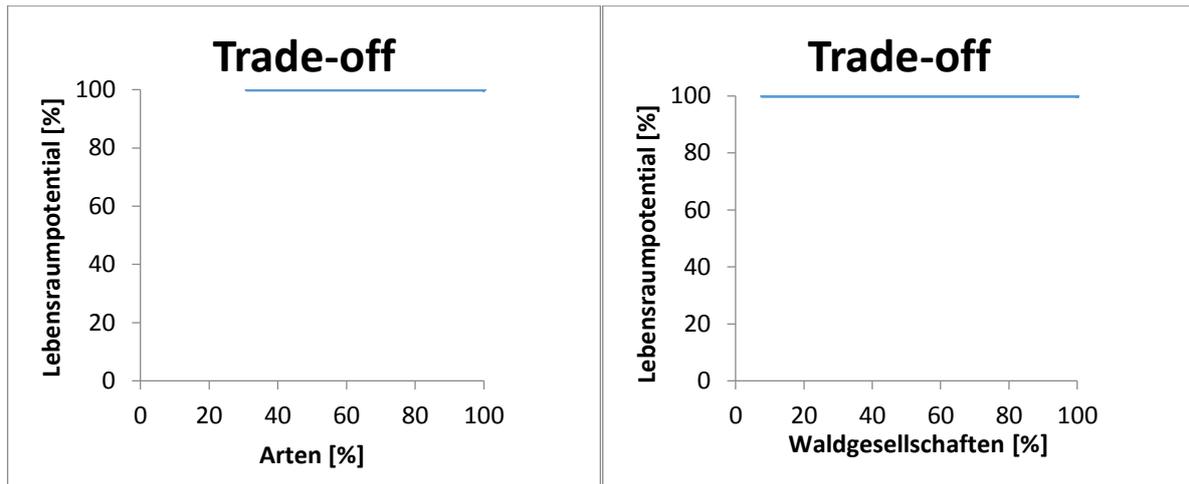


Abbildung 8: Korrelation des Lebensraumpotentials.

Die Abbildung 8 links und rechts zeigen, dass das Lebensraumpotential stark mit den Artenvorkommen und den Waldgesellschaften korreliert. An Orten mit geeigneten Waldgesellschaften und in Gebieten, wo viele LiWa-Zeigerarten vorkommen, erzielt das Lebensraumpotential auch immer den maximalen Wert. Dies spricht dafür, dass die Bestimmung der Lebensraumpotentiale zumindest auf diesen Gebieten auf verlässlichen Daten beruht. Es ist dagegen jedoch nicht so, dass konsequent überall, wo das Lebensraumpotential gross ist, auch optimale Flächen für LiWa zu finden sind. Man könnte aber das Lebensraumpotential in Gebieten, für die keine Artenerhebungen verfügbar sind, als Ersatzkriterium verwenden (Ammann 2014). Anhand der starken Korrelation kann es nämlich immerhin als ernstzunehmender Hinweis auf eine Eignung dienen.

6.2 Optimierung ohne Vernetzung

6.2.1 Modell 1: Einfache Optimierung

6.2.1.1 Testgebiet 1: Entlebuch – Grossreservat

Auf der unten gezeigten Karte (Abbildung 9) ist das Resultat einer Optimierung ohne Vernetzungsbedingungen dargestellt.

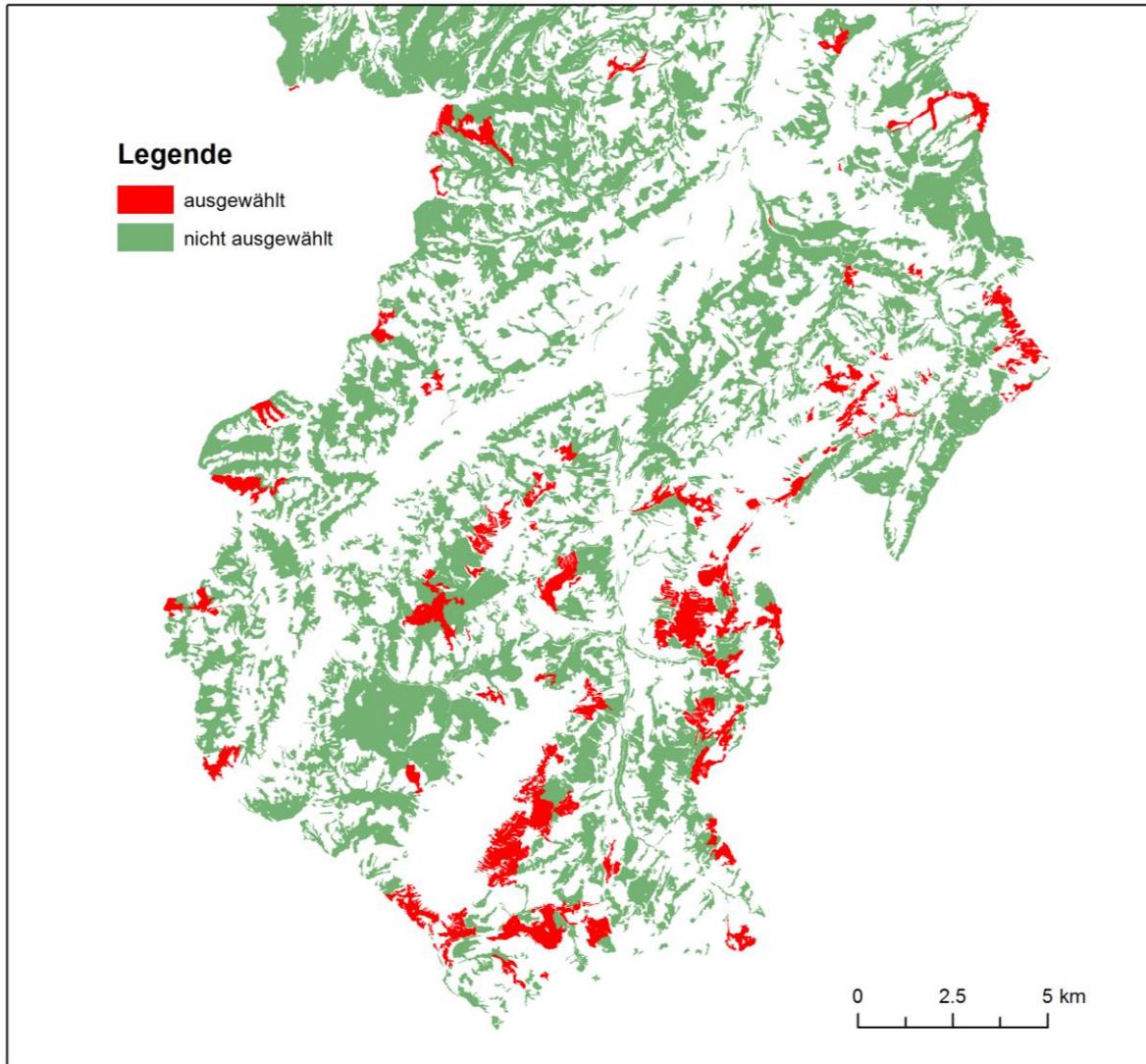


Abbildung 9: Mit dem Modell 1 ausgewählte Flächen.

Die vom Modell ausgewählten Flächen, sind – wie nicht anders zu erwarten – stark verstreut und dies lässt damit keine Aussage darüber zu, wo ein Grossreservat sinnvoll wäre. Dieses Modell eignet sich daher nicht für die Auswahl geeigneter Gebiete für ein Naturwaldreservat und schon gar nicht für ein Grossreservat.

6.2.1.2 Testgebiet 2: Zürich – Sonderwaldreservat

Für Sonderwaldreservate – wie das Beispiel Lichter Wald in Zürich – wo oft auch kleinere Gebiete ausgeschieden werden, kann das einfache Modell 1 wertvolle Hinweise zu geeigneten Gebieten liefern. Dies gilt jedoch nicht für alle Sonderwaldreservate, sondern ist abhängig von der Fragestellung. Ein Sonderwaldreservat für Auerwild gehört nämlich aufgrund der geforderten Grösse in die Kategorie der Grossreservate. Im Folgenden werden die Resultate für das Testgebiet 2 vorgestellt und umrissen, was man mit den daraus gewonnenen Informationen anfangen könnte.

Auf der untenstehenden Karte (Abbildung 10) sind zwei unterschiedliche Lösungen dargestellt.

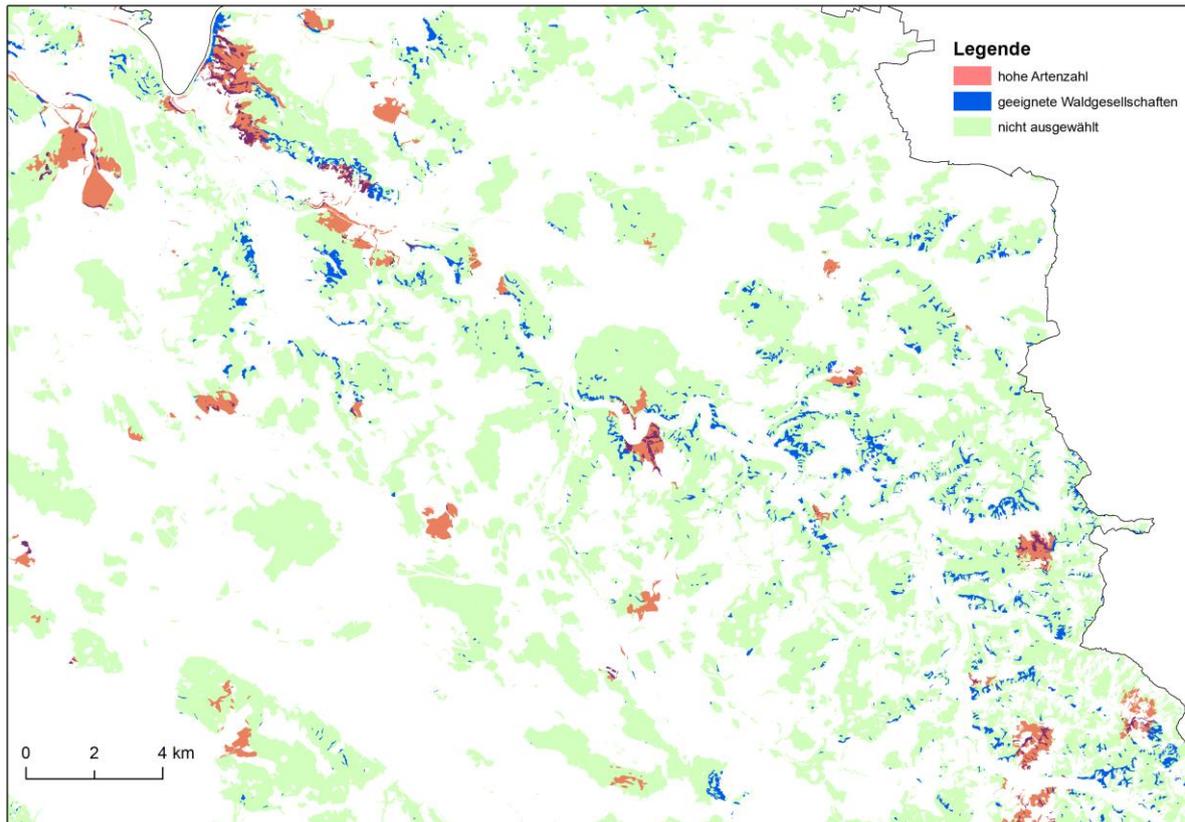


Abbildung 10: Optimierung nach Arten und Waldgesellschaften mit dem Modell 1.

Die roten Flächen repräsentieren die am besten geeigneten Gebiete bei einer hohen Gewichtung der Arten und die blauen diejenigen bei einer stärkeren Gewichtung der Waldgesellschaften. Es gibt viele Gebiete, die bei diesen beiden Gewichtungsalternativen und auch bei weiteren Variationen immer wieder ausgewählt werden. Diese Gebiete scheinen ausserordentlich geeignet zu sein. Diese Basisinformationen könnte man nun beispielsweise verwenden, um Gebiete mit einem grösseren Potential zu ermitteln. Räume, wo in näherer Umgebung viele Flächen als geeignet klassifiziert werden, könnten sich allenfalls für ein grösseres, vernetztes Reservat bzw. ein Netzwerk von vielen kleineren vernetzten Gebieten eignen, innerhalb dessen die Arten migrieren können. Man könnte beispielsweise die Flächendichte von diesen Potenzialgebieten ermitteln und diese bei hohen Werten als Hotspots ausscheiden (Ammann 2014). An Orten, wo Gebiete mit hohen Artenzahlen und sehr gut geeigneten Waldgesellschaften vorkommen, könnte man das Artenvorkommen als Quelle benützen, um mittels einer guten Vernetzung die Neubesiedlung eines anderen geeigneten Waldgebietes zu erreichen.

Die Resultate aus der Optimierung für das Testgebiet 2 lassen sich also nicht ohne weiteres in Reservatsgrenzen übersetzen. Sie können aber dennoch eine wertvolle Entscheidungsgrundlage bieten und erlauben eine etwas fundiertere Aussage, als dies allein aufgrund von Erfahrungen oder gängiger Praxis möglich ist. Je nach Fragestellung kann man beispielsweise auch entscheiden, 10'000 ha rein ökologisch auszuwählen und davon dann die besten auch ökonomisch und sozial sinnvollen 1000 ha ausfindig zu machen. Denn die Anforderungen für LiWa sind sehr spezifisch und die in Frage kommenden Gebiete daher auch nicht im Überfluss vorhanden.

6.2.2 Modell 2: einfache Optimierung mit Clustering

6.2.2.1 Testgebiet 1: Entlebuch – Grossreservat

Das Modell 2 eignet sich leicht besser für grössere Reservate als das Modell 1. Je nachdem, wie stark der Perimeter gewichtet wird, ergeben sich kompaktere oder weniger kompakte Lösungen. Auf der untenstehenden Karte (Abbildung 11) sind Lösungen mit einer Perimetergewichtung von 0, 1, 20, 100 und 200 dargestellt. Mit der zunehmender Erhöhung dieser werden die Flächen kompakter, bis schliesslich zwei mittelgrosse Reservate resultieren. Bei einem nahe bei 200 ist das Maximum an Kompaktheit erreicht und eine noch stärkere Gewichtung führt stets zur selben Lösung.

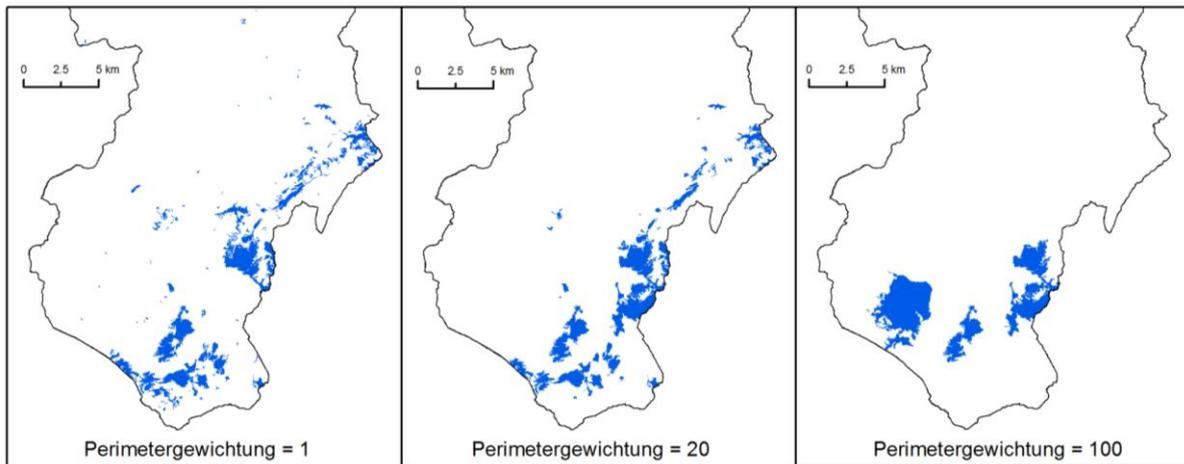


Abbildung 11: Verschieden starkes Clustering mit dem Modell 2.

Ausserdem ist anzumerken, dass das Resultat durch die sehr unregelmässig gezackten Einheitsflächen etwas verzerrt wird. Es werden auf diese Weise nicht die besten, sondern vielmehr die kompaktesten Flächen gewählt. Dieser Verzerrung kann man jedoch mit einheitlicheren Flächen entgegen wirken.

6.2.2.2 Testgebiet 2: Zürich – Sonderwaldreservat

Die Resultate des Modells 2 liefern ähnlich wertvolle Anhaltspunkte wie diejenigen des Modelles 1. Hier werden die Flächen aber etwas kompakter angeordnet. Bei einer stärkeren Gewichtung des Perimeters lassen sich die Hotspots allenfalls noch besser herauslesen, der Bias durch die Flächenform bleibt jedoch erhalten.

6.3 Optimierung mit Vernetzung

6.3.1 Modell 3: Vernetzung 1

Das Modell 3 ist aufgrund der fehlenden Zykleneliminierung relativ einfach zu implementieren. Die Rechenzeit steigt mit zunehmender Flächenzahl jedoch schnell ins Unermessliche. Für Probleme mit einer kleinen Flächenzahl liefert das Modell 3 vollständig vernetzte Resultate. Für reale Problemstellungen mit mehr als 500 Einheitsflächen ist das Modell aufgrund der langen Rechenzeit hingegen nicht tauglich.

6.3.2 Modell 4: Vernetzung 2

6.3.2.1 Testgebiet 1: Luzern – Naturwaldreservat

Das Modell 4 kann, je nach Fragestellung und entsprechendem Input, ganz unterschiedliche Resultate im Bereich von Gross- oder Naturwaldreservaten liefern. Beispiele dazu werden im Folgenden kurz umrissen.

Mit dem Modell 4 können geeignete Gebiete für Grossreservate ermittelt werden. Dies wird ermöglicht durch die Bedingung einer vollständigen Vernetzung und der Angabe einer Flächenobergrenze, welche der gewünschten Reservatsgrösse entspricht. Bei einer vollständigen Vernetzung wird ein schlechterer Gesamtwert erzielt als bei einer unvernetzten Lösung. Dies wird jedoch in Kauf genommen, denn der durch die Vernetzung erzielte Zusatznutzen ist sehr gross und für eine Langzeitbewahrung der Biodiversität unabdingbar.

In der Karte unten (Abbildung 12) ist auf der linken Seite eine Lösung, die mit dem Modell 4 gefunden wird, dargestellt. Das vorgeschlagene Reservat ist zwar vollständig vernetzt, aufgrund der sehr unregelmässig geformten Einheitsflächen und der stark fragmentierten Waldfläche jedoch sehr verzettelt.

In einem Fall, wie dem oben beschriebenen, kann es lohnenswert sein, nicht eine strukturelle, sondern eine funktionelle Vernetzung anzustreben. Die Tiere können durchaus

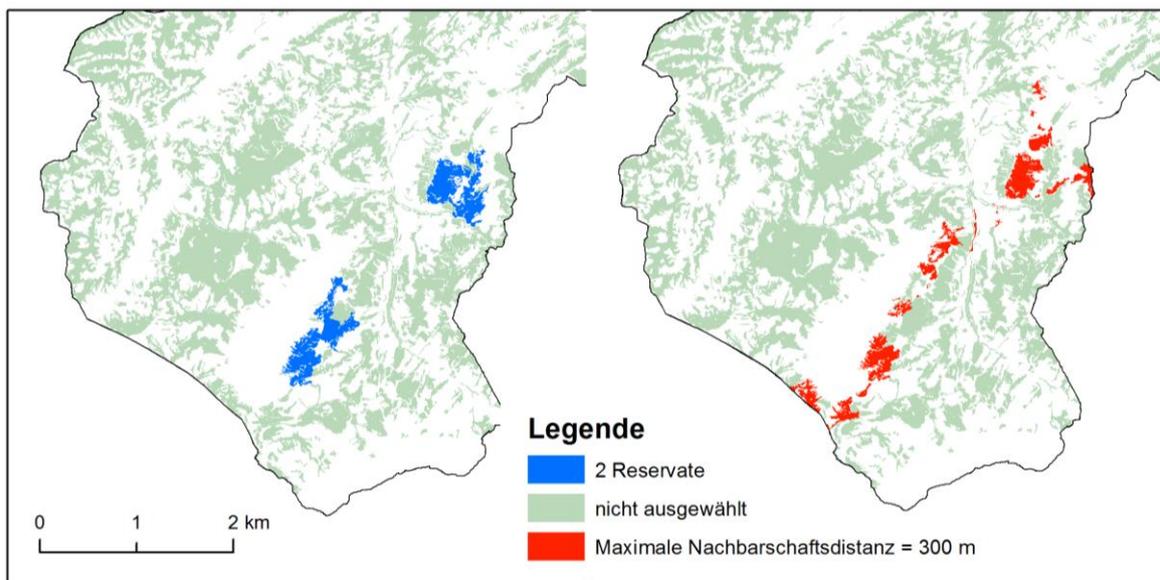


Abbildung 12: Resultate des Vernetzungsmodelles 4.

Streifen von Nichtwald überqueren, um in ein benachbartes Waldstück zu gelangen. Es kann also ein maximaler tolerierbarer Abstand definiert werden, der noch zulässig ist, um Tieren das Überschreiten zu erlauben, woraus sich das Resultat auf der rechten Seite der Abbildung 12 ergibt. Man sieht, dass in diesem Fall dieser Ansatz sehr wertvoll sein kann.

Alternativ können mehrere geeignete Gebiete für Grossreservate gleichzeitig ermittelt werden. Dies ist möglich, wie bereits im Kapitel 3.2.3 erläutert, indem R (Maximale Anzahl Reservate) erhöht wird. Es kann dabei jedoch nur die Gesamtgrösse der Reservate definiert werden und nicht diejenige der einzelnen. Wenn beispielsweise zwei Grossreservate von je 500 ha angezeigt werden sollen, kann als Lösung auch ein Reservat mit 800 ha und eines mit 200 ha gefunden werden. Dies kann umgangen werden, indem das Flächenmaximum solange erhöht wird, bis beide Reservate die gewünschte Grösse erreicht haben, oder aber indem für die beiden Gebiete nacheinander eine Optimierung durchgeführt wird. Ausserdem ist es möglich, die Vernetzung von mehreren bereits bestehenden

Reservaten zu einem grösseren Reservatskomplex zu bewerkstelligen. Das geschieht, indem die bereits ausgeschiedenen Einheitsflächen zwingend ausgewählt werden müssen.

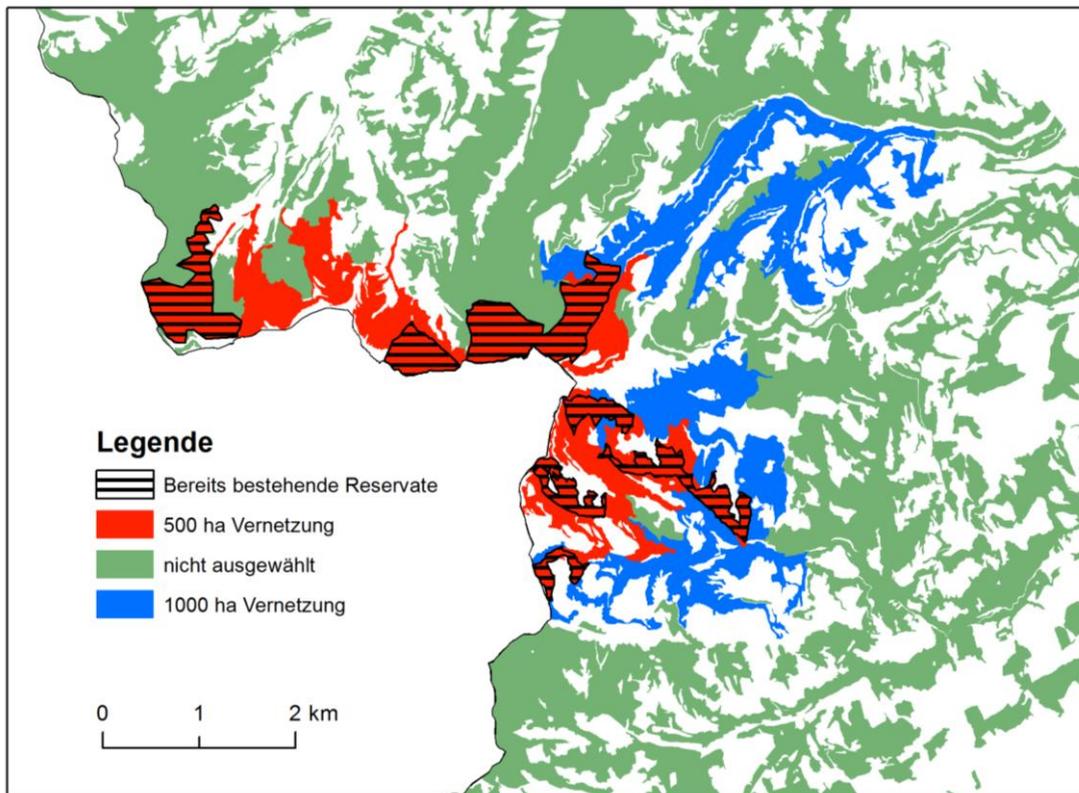


Abbildung 13: Optimale Erweiterung bereits bestehender Reservate.

Das Resultat in der obenstehenden Karte (Abbildung 13) stellt nicht das vorgeschlagene Flächenlayout für diese Fragestellung dar, sondern ist folgendermassen zu interpretieren: Die einzelnen Reservate sollen auf dem kürzesten Weg entlang der Kantonsgrenze vernetzt werden. Für eine Erweiterung dieses Reservatskomplexes eignen sich in erster Linie die Flächen im Osten und in zweiter Linie diejenigen im Nordosten. Es ist logischerweise sinnvoll die ausgesparten Flächen auch zu integrieren. Die parzellenscharfe Abgrenzung ist dabei nicht Sache dieses Modelles.

6.3.2.2 Testgebiet 2: Zürich – Sonderwaldreservat

Der Einsatz des Modells für kleinflächige Sonderwaldreservate wie zum Beispiel Lichter Wald bietet sich weniger deutlich an. Da nicht unbedingt grössere zusammenhängende Flächen gefordert und bereits mit dem Modell 1 brauchbare Resultate erzielt werden, ist das Verhältnis von Nutzen und Ertrag in diesem Fall gering. Bei einer grossflächigen Anwendung über das gesamte Gebiet können zudem auch keine zusätzlichen Informationen dazugewonnen werden. Allenfalls könnte in einem Hotspotgebiet (Gebiet mit vielen geeigneten Standorten nahe beieinander) eine Vernetzungsmöglichkeit zu einem etwas grösseren Gebiet ermittelt werden. Dies lässt sich jedoch wahrscheinlich fast besser im Feld erledigen.

6.4 Fazit und Vergleich der Modelle

In der untenstehenden Tabelle sind die Vor- und Nachteile der einzelnen Modelle knapp zusammengefasst. Ausserdem wird aufgezeigt, wo für welche Fragestellungen ein Einsatz des betreffenden Modells jeweils sinnvoll wäre.

Tabelle 9: Vor- und Nachteile der Modelle sowie mögliche Einsatzgebiete.

Name	Vorteil	Nachteil	Einsatz empfohlen	Einsatz nicht empfohlen
Modell 1	- Kurze Rechenzeit	- unzusammenhängende Gebiete	- Ermittlung der Zielkonflikte von Kriterien - Ermittlung von Potentialgebieten für kleinflächige Reservate	- Potentialgebiete Grossreservate
Modell 2	- kurze Rechenzeit - kompakte und grossflächigere Resultate	- Resultatverfälschung durch ungleichmässige Flächenformen - keine vollständige Vernetzung möglich	- Evt. Ermittlung von Potentialgebiet für maximal mittelgrosse Reservate	- Bei unförmigen Einheitsflächen
Modell 3	- Es müssen keine Zyklen eliminiert werden	- sehr rechenineffizient	- Einsatz nicht empfohlen	- kein Einsatz empfohlen
Modell 4	- vollständig vernetztes Resultat - viel rechen-effizienter als Modell 3	- Iterativer Prozess und Zykleneeliminierung - braucht gute Recheninfrastruktur	- Auswahl von geeigneten Gebieten für grossflächige Reservate - Vernetzung bereits vorhandener einzelner Reservate	- kein Einsatz für kleinflächige Reservate empfohlen

7 Diskussion

7.1 Zusammenfassung

Waldreservate sind - sofern sie sich an geeigneten Stellen befinden - ein wirkungsvolles Mittel zur Erhaltung der Biodiversität. Doch gerade den geeigneten Ort zu finden ist eine nicht zu unterschätzende Herausforderung, von der der Erfolg des Reservates stark abhängt. In der vorliegenden Arbeit wurde zuerst das grundlegende Wissen über die Anforderungen an ein Reservat zusammengetragen. Anschliessend wurde ein Modell (Nummer 4) zur multikriteriellen optimalen Ausscheidung von geeigneten Gebieten für ein Reservat entwickelt, welches eine vollständig vernetzte Lösung ermöglicht. Dieses Modell wurde, zusammen mit einer einfachen Optimierung ohne Vernetzung, jeweils auf die zwei Testgebiete Entlebuch und Kanton Zürich angewendet. Für das Entlebuch wurde der Fall Grossreservat und für den Kanton Zürich der Fall Sonderwaldreservat Lichter Wald behandelt. Aus diesen Anwendungen konnten Schlüsse zum potentiellen Einsatzgebiet der Modelle gezogen werden.

7.2 Ergebnisse

Das Hauptziel bestand in der Entwicklung eines generellen Modells zur automatischen Ausscheidung von Waldreservaten unter Berücksichtigung ökonomischer und ökologischer Ziele sowie Aspekten der Vernetzung. Alle der vier Modelle erlauben eine multikriterielle Auswahl von geeigneten Flächen für Waldreservate. Die Modelle 1 und 2 sind sehr schnell, mit den Modellen 3 und 4 kann eine vollständige Vernetzung erreicht werden. Der Optimierungsteil des Verfahrens läuft – von wenigen benötigten Inputs abgesehen – automatisch ab. Die vorangehenden Arbeitsschritte hingegen, von der Zielformulierung über die Definition der Einheitsflächen bis zur Kriterienbestimmung sowie der Wertzuweisung zu den Flächen, sind ziemlich zeitintensiv und von grösster Bedeutung für das Resultat. Die Optimierungsmodelle sind somit nur die Werkzeuge, die die vom Anwender mehr oder weniger sorgfältig ausgearbeiteten Kriterien in eine entsprechend mehr oder weniger brauchbare Lösung übersetzen. Die Qualität des Outputs hängt demnach vorwiegend von der Qualität des Inputs und nicht vom Modell selber ab.

Ein weiteres Ziel war die Adaption des Modells auf Schweizer Verhältnisse. In den verschiedenen Kantonen gelten andere Gesetze und Zielsetzungen, und auch die Datengrundlage ist sehr unterschiedlich. Es gibt beispielsweise immer noch Kantone, die über keine flächendeckende Waldstandortskartierung verfügen. Aufgrund dieser Voraussetzungen sowie unterschiedlichen Planungszeiträumen ist es schwierig grössere Waldreservate überregional zu planen. Das Modell selber muss nicht speziell angepasst werden, die Inputkriterien jedoch sind fallspezifisch festzulegen.

Die Implementierung und die Tests der Modelle an zwei realen Beispielen war – mit Ausnahme von Modell 3 – erfolgreich und die Testergebnisse zeigen, dass sich nicht alle Modelle für die gleichen Fragestellungen eignen. Je grösser das geplante Reservat, desto wichtiger ist dabei die Vernetzung.

7.3 Relevanz

7.3.1 Wissenschaftliche Bedeutung

Das Modell 4 wurde bisher noch nie in diesem Kontext verwendet. Obwohl das von Jafari und Hearne (2013) entwickelte Modell (Modell 3) schön formuliert ist und bereits von Anfang an Zyklen vermeidet, steigt der Rechenaufwand bei einer grösseren Flächenzahl rasch. Das Modell nach Bont (2012)/Church und Cova (2000) kommt mit grösseren Flächenzahlen zurecht und ist dabei schneller.

7.3.2 Praktisches Potential

Die Modelle 1 und 2 können vor allem für eher kleinflächige Sonderwaldreservate wertvolle Hinweise liefern. Die nach der heute gängigen Praxis von Experten definierten Gebiete können damit analytisch überprüft und neue, noch unentdeckte Potentialgebiete identifiziert werden. Diese Optimierungsfunktionen lassen sich mutmasslich leicht in Python integrieren und man wäre somit nicht an MATLAB gebunden.

Das Modell 4 lässt sich für die Identifizierung von geeigneten Flächen für Grossreservate – seien dies nun Natur- oder Sonderwaldreservate – verwenden. Dies erfordert zwar eine grössere Rechenkapazität, die erbrachte Leistung ist aufgrund der weit höheren Komplexität des Problems jedoch schwieriger durch Experten zu ersetzen. Für die Langzeiterhaltung der Biodiversität sind solche Methoden also durchaus ein Gewinn, wenn dadurch wirklich auch die besten Gebiete geschützt werden und nicht nur die augenfälligsten.

Diese Methoden sind auch als Planungsmittel wertvoll. Denn bevor der automatische Teil des Modells, die Optimierung, zum Einsatz kommt, sind die Planer dazu gezwungen, sich für die Erstellung der Kriterien wirklich fundiert mit der Zielsetzung auseinanderzusetzen. Wenn man dann so weit ist, dass die Anforderungen an die Gebiete klar fixiert sind, so dass die Flächen bewertet werden können, ist der wichtigste Teil bereits erledigt. Auch wenn im Endeffekt das Modell doch nicht angewendet wird, ist durch den vorangegangenen Prozess schon viel gewonnen.

7.4 Kritik, Forschungsbedarf, zukünftige Arbeiten

7.4.1 Kritik

7.4.1.1 Einheitsflächen

Die Wahl von geeigneten Einheitsflächen ist eine grosse Herausforderung. Diese sollten zum Einen homogene Eigenschaften aufweisen, zum Anderen aber auch eine gleichmässige und kompakte Form haben. Die in dieser Arbeit verwendeten Einheitsflächen basieren auf den Waldgesellschaften, da angenommen wird, dass das Habitat einigermaßen ähnlich ist. Diese sind jedoch sehr kleinflächig und verwinkelt. Es resultieren daraus einerseits sehr unförmige und längliche Reservate und andererseits wird die Perimeterminimierung im Modell 2 verfälscht. Ein weiterer negativer Punkt ist, dass die Einheitsflächen sehr unterschiedlich gross sind. Dies ist zudem nicht optimal für die Ausscheidung. Für diese würde sich die Verwendung von Parzellengrenzen eignen, diese widerspiegeln dafür wiederum sehr selten homogene Flächen. Für die Flächenwahl von Grossreservaten ist in der Folge eine vorhergehende Aggregation zu grösseren Einheiten sinnvoll, dies beschleunigt zwar den Rechenprozess, löst aber das Problem der unterschiedlichen Formen noch nicht. Um diese Formenvielfalt in den Griff zu bekommen, müsste man mit Rastern bzw. rechteckigen Flächen arbeiten. Diese Flächen sind dann zwar nicht homogen, es wäre aber durchaus möglich, dass auf

diese Weise ebenfalls vernünftige Resultate erzielt würden. Vor allem, wenn die Kriterien Präsenz bzw. Absenz einer Eigenschaft evaluiert werden und die Werte nicht auf die Fläche hochgerechnet sind, könnte diese Variante prüfungswert sein.

7.4.1.2 Kriterien

Die Qualität der Kriterien ist bis zu einem gewissen Grad von den vorhandenen Daten abhängig. Die in dieser Arbeit verwendeten Tierarten beispielsweise sind nicht unbedingt repräsentativ für die schützenswerten Artengruppen. Die Arteninventare bestehen zum Teil auch nur aus zufälligen Sichtungen oder sehr lokal durchgeführten Artenerhebungen. Wo keine Artbeobachtung vorhanden ist, weiss man also nicht, ob sie lediglich nicht beobachtet wurde, oder ob sie wirklich nicht vorkommt.

Ferner wurde nicht untersucht, was die Zusammenfassung von jeweils mehreren Kriterien für Auswirkungen auf das Resultat hat. Die für das Testgebiet 1 verwendeten ökologischen Kriterien sind nicht nach einer sehr konkreten Fragestellung ausgerichtet und daher könnte man sie als eher willkürlich betrachten.

In der vorliegenden Arbeit wurde versucht, auch soziale Kriterien miteinzubeziehen. Dies ist für das Testgebiet Entlebuch aufgrund des Datenmangels missglückt; im Testgebiet 2 wurden zwar soziale Kriterien verwendet, es kam dabei aber nichts heraus ausser, dass es offenbar wenig Einfluss hat. Die leichtere Umsetzbarkeit aufgrund von höherer sozialer Akzeptanz und die Kosteneffizienz sind zwar wichtige Grössen für die Politik, die Langzeitpersistenz der Arten verbessert sich dadurch jedoch nicht.

7.4.1.3 Modelle

Die Implementierung der Modelle bzw. die Programmierung liesse sich mutmasslich noch verbessern, womit sich die Geschwindigkeit unter Umständen noch leicht erhöhen liesse. Die erweiterten Nachbarschaftsdistanzen könnte man ebenfalls verbessern, indem man nicht die Distanz zwischen den Flächenschwerpunkten, sondern die kürzeste Distanz zwischen den Flächenkanten verwendet.

Die Trade-offs geben zwar Hinweise zu Beziehungen zwischen den Kriterien. Welche der vielen verschiedenen optimalen Lösungen gewählt wird, bzw. wie die einzelnen Kriterien schliesslich gewichtet werden, ist jedoch eine schwierige Frage, die letztendlich von den Planern entschieden werden muss. Es erübrigt sich damit auch auf deutliche Weise jede Befürchtung, menschliche Arbeit könnte durch Rechenleistung ersetzt werden.

Die Modelle erfüllen nicht alle von Sarkar et al. (2006) geforderten Punkte (siehe Kapitel 1.2.2). Das Programm ist zwar mit ArcGIS kompatibel, der eigentliche Optimierungsteil hingegen findet in MATLAB statt, das sehr teuer und deshalb in der Praxis nicht weit verbreitet bzw. verfügbar ist. Die Rechenzeit der Modelle 1 und 2 ist sehr kurz, diejenige der Vernetzungsmodelle aber lang (Modell 4) bzw. sehr lang (Modell 3). Es können beliebige Kriterien eingefügt werden und anhand der Zielfunktion ist der erreichte Wert einer Fläche nachvollziehbar. Die Gebiete werden ausgewählt, nicht wie empfohlen nur priorisiert, dafür können die Modelle aber wie gefordert auf verschiedene unterschiedliche Probleme angewendet werden.

Im Folgenden wird überprüft, ob die mit den Modellen gefundenen Flächen die im Kapitel 2.3.1 vorgestellten Prinzipien erfüllen. Das Resultat der Modellberechnung erfüllt die Angemessenheit/Adäquanz insofern, als dass die Ziele (wie zum Beispiel die räumlichen Anforderungen an das Reservat) erfüllt werden. Ob die formulierten Ziele die Langzeitpersistenz der Arten gewährleisten können, ist eine andere Frage, die das Modell so nicht beantworten kann. Die Flexibilität des Resultates wird durch die multikriterielle Zielfunktion sichergestellt. Da werden

verschiedene optimale Lösungen erzielt. Unersetzliche Flächen sind solche, die unabhängig von der jeweiligen Gewichtung fast immer ausgewählt werden; diese Erkenntnis wird also auch durch das multikriterielle Verfahren ermöglicht. Mit der Umsetzung der Ziele erfüllt das Modell zudem das Prinzip der Wirksamkeit. Die Kosteneffizienz wird durch die vorgegebene Flächenobergrenze gewährleistet. Es ist auch denkbar anstelle der Flächenbegrenzung ein monetäres Budget einzuführen und den einzelnen Kosten anstelle eines Grössenwertes einen Preis zuzuweisen. Die Effizienz im Bezug auf die mathematische Rechenleistung ist für die Modelle 1 und 2 hoch, die für das Modell 3 tief und diejenige für das Modell 4 verbesserungswürdig. Dem Prinzip der Komplementarität wird nicht Rechnung getragen, da der Gesamtwert und nicht die inhaltliche Diversität maximiert wird. Dieses Ungleichgewicht kann etwas vermindert werden, indem für die einzelnen Arten oder Strukturen eine bestimmte Repräsentation vorgegeben wird. Die Modelle 1 und 2 liefern repräsentative Resultate, sofern die Nebenbedingung eingeführt wird, dass jede Art einen bestimmten Level an Repräsentation erreicht.

Die Vernetzungsmodelle können oft kein effizientes und gleichzeitig repräsentatives Resultat erzielen. Die seltenen Waldgesellschaften sind nämlich beispielsweise im Entlebuch nur mit sehr kleinen Flächen vertreten und auch noch über das ganze Gebiet verteilt. Dies bedeutet, dass für eine anständige Repräsentativität die meisten dieser Flächen zwingend ausgewählt werden müssten. Wenn man diese nun noch untereinander vernetzen würde, wäre plakativ formuliert das halbe Entlebuch ein Reservat. Ein solches Vorgehen macht mit Blick auf die Praxistauglichkeit folglich wenig Sinn. Wenn die Repräsentativität ein Ziel bei der Reservatsausscheidung ist, ist sie in diesem Fall wichtiger als eine vollständige Vernetzung. Um diese Priorisierung zu erreichen, ist folgendes Vorgehen denkbar: Die Flächen, welche die seltenen Waldgesellschaften in genügendem Ausmass repräsentieren, werden mit dem Modell 1 ausgewählt. Diese Flächen werden als „bereits bestehende Reservate“ bzw. als zwingend auszuwählen definiert. In einem nächsten Schritt wird das Modell 4 darauf angewendet. Nun muss die maximale Anzahl Reservate angepasst werden. Somit werden um die seltenen Waldgesellschaften herum – und bei einer grösseren maximal erlaubten Reservatsanzahl auch an sonst geeigneten Stellen – kleinere und grössere Reservate, also ein Netzwerk von Reservaten, gebildet. Wenn man dabei mit der Flächengrösse spielt, ist ersichtlich, wo in diesem Reservatsnetzwerk Potential für Grossreservate vorhanden ist. Durch eine Verringerung der erlaubten maximalen Reservatsanzahl und das gleichzeitige Heraufsetzen des erlaubten Nachbarschaftsabstandes können Vernetzungsgebiete oder Trittsteine zwischen die einzelnen Reservate eingefügt werden. Das auf diese Weise gebildete Resultat entspricht somit einem optimalen Netzwerk aus mehreren kleineren und grösseren Reservaten, worin alle vorhandenen seltenen Waldgesellschaften in genügender Weise repräsentiert werden und ein bestimmtes Mass an Vernetzung, durch die maximal erlaubte Nachbarschaftsdistanz, gewährleistet ist. Dieses Beispiel zeigt, dass man durch einen kombinierten und schrittweisen Einsatz der Modelle 1 und 4 und der Ausnutzung der verschiedenen Steuerungsmöglichkeiten ganz unterschiedliche Ziele erreichen kann. Wie viele Reservate das Netzwerk beinhalten soll, wie gross diese sein sollen und wie gross die Distanz von einem Reservat zum nächsten Trittstein maximal sein darf, ist dabei immer abhängig von den schützenswerten Arten und der Fragestellung. Auch wenn diese klar definiert ist, ist es nicht leicht Antworten zu finden. Das Beispiel zeigt ausserdem auf, dass das Konzept der erweiterten Nachbarschaften ein wichtiges Mittel sein könnte für die Identifizierung von möglichen Trittsteinen zwischen verschiedenen Schutzgebieten. Dafür müsste man die in der vorliegenden Arbeit stark vereinfachte, auf den Flächenschwerpunkten beruhende Distanzberechnung durch eine genauere, auf die tatsächlichen Flächenformen bezogene ersetzen. Die Entwicklung eines solch komplexen Reservatsnetzwerkes ist ohne unterstützende Werkzeuge (wie sie hier beschrieben werden) und nur durch das Knowhow von Experten kaum zu leisten.

7.4.2 Forschungsbedarf

Aufseiten der Biologie besteht grosser Forschungsbedarf. Es fehlt beispielsweise an Wissen über das Verhalten von Populationen und über die Anforderungen der verschiedenen Arten an ihren Lebensraum. Die Auswirkungen der laufenden Klimaveränderungen sind ebenfalls noch nicht absehbar. Je besser man die einzelnen Ökosysteme und deren Dynamik untereinander versteht, desto höher ist die Chance eines langfristig erfolgreichen Schutzes.

Um mit den grösser werdenden Datenmengen zurecht zu kommen, braucht es ausserdem laufend noch leistungsfähigere mathematische Modelle. Zusätzlich muss eine Lösung für das Problem der Wahl geeigneter Einheitsflächen gefunden werden.

7.4.3 Mögliche Ansätze für zukünftige Arbeiten

Es wäre interessant, die Modelle auf Rasterdaten anzuwenden. Es gäbe ausserdem auch noch viele weitere Vernetzungsmodelle, die man zusammen mit verschiedenen Fragestellungen testen könnte. Aufgrund der hohen benötigten Rechenleistungen der Optimierungsmodelle würde es sich allenfalls lohnen, heuristische Modelle auszuprobieren. Die Qualität der damit erzielten Lösungen könnte man dann durch Vergleich mit den in dieser Arbeit entwickelten Modellen überprüfen.

7.4.4 Empfehlung für die Reservatsausscheidung

Für die Planung von Waldreservaten ist eine klare Zielformulierung und eine intensive Auseinandersetzung mit den dafür benötigten Kriterien von besonderer Bedeutung. Die Experten sind deshalb gefordert, Ziele und Kriterien genau und sorgfältig auszuarbeiten. Es wird empfohlen, Optimierungsmodelle wenn möglich und vor allem bei der Planung von grösseren Reservatsprojekten zur Identifizierung von Potentialgebieten und sinnvollen Lösungsalternativen beizuziehen. Solche Grossreservate sollen dabei zwingend überregional geplant werden. Für kleinräumige Gebiete kann relativ einfach eine Optimierung ohne Vernetzung angewendet werden. Das Modell soll dabei nicht die Experten ersetzen, sondern Möglichkeiten, also die räumliche Anordnung, aufzeigen und den Planern als Entscheidungshilfe dienen. Damit dies dereinst möglich ist, muss aber dringend die Datenverfügbarkeit und -qualität gegenüber dem heutigen Stand erhöht werden.

8 Danksagung

Ich möchte mich ganz herzlich bei allen Personen bedanken, die zum Gelingen dieser Arbeit massgeblich beigetragen haben.

An dieser Stelle bedanke ich mich bei Prof. Dr. Hans Rudolf Heinimann für die Ermöglichung dieser Arbeit. Weiter möchte ich Dr. Leo Bont nennen, der mir immer mit Rat und Tat zur Seite stand. Nicht zuletzt gilt ein grosses Dankeschön dem ganzen Team der Professur LUE, das mich immer unkompliziert unterstützte, wenn ich Hilfe brauchte.

Weiter möchte ich mich bei Simon Ammann und Pascale Weber für ihr Interesse und die wertvollen Inputs vonseiten der Praxis bedanken. Den Kantonen Luzern und Zürich danke ich für das freundliche zur Verfügung Stellen der gewünschten Daten.

Ein besonderer Dank geht an Silvana Uttinger für die sprachliche Korrektur und Andreas Gabriel für die Unterstützung während den letzten Stunden.

9 Literatur

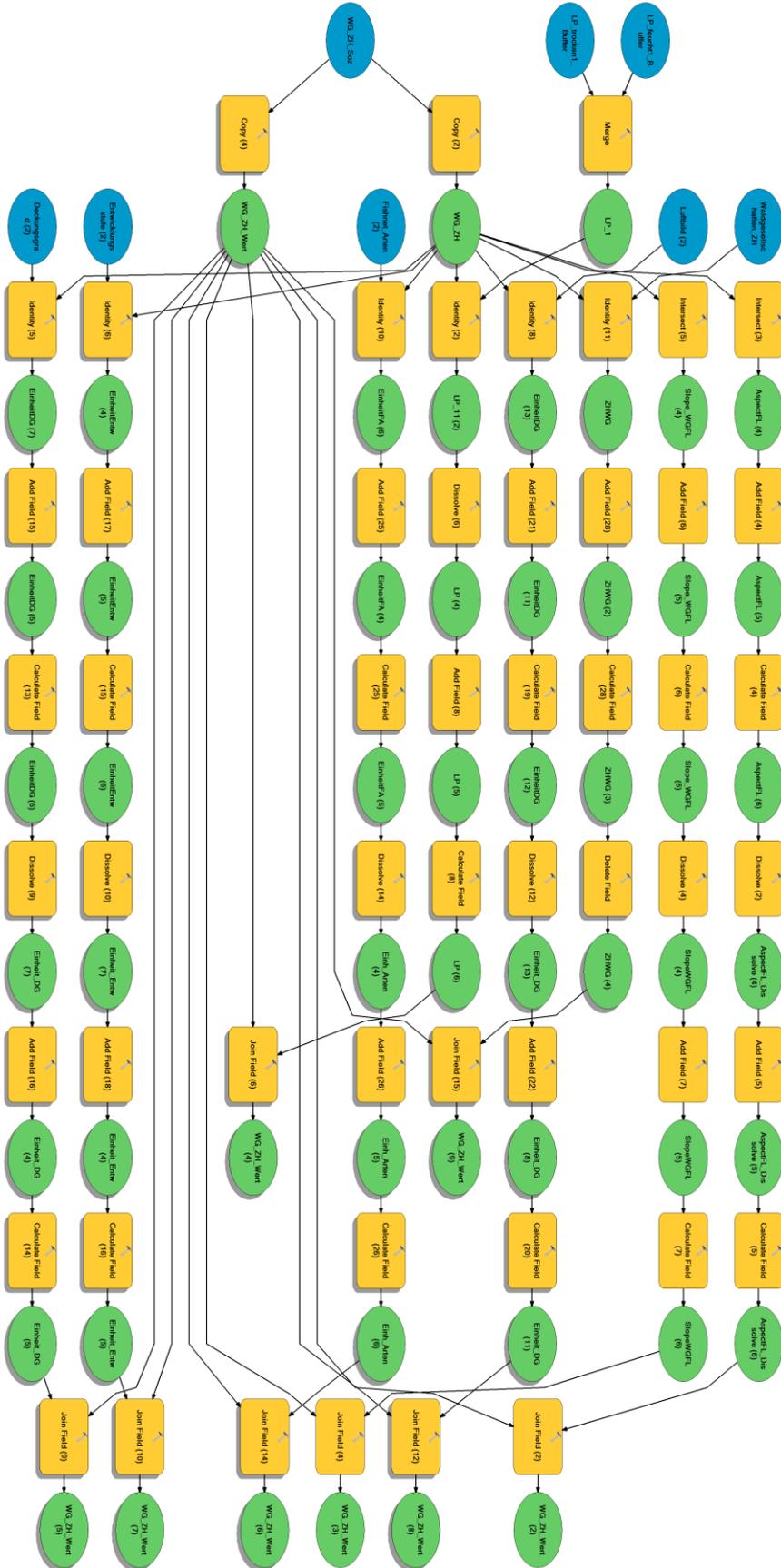
- Abegg, B., Wegmann, S., Fehr, M., Stutz, H.-P., Hofmann, A., und Keel, A. 2005. Aktionsplan Lichte Wälder im Kanton Zürich. Baudirektion des Kantons Zürich. 44 S.
- Ammann, S. 2014. Kriterien zur Reservatsausscheidung und konzeptionelle Gedanken. Zürich. Schriftliche Mitteilung.
- Amt für Landschaft und Natur Abteilung Wald. 2000. Waldreservate Konzept Entschädigung. 5 S.
- Ban, N.C., Mills, M., Tam, J., Hicks, C.C., Klain, S., Stoeckl, N., Bottrill, M.C., Levine, J., Pressey, R.L., Satterfield, T., und Chan, K.M.A. 2013. A social-ecological approach to conservation planning: embedding social considerations. *Front Ecol Environ* **11**(4): 194-202.
- Bergseng, E., und Vatn, A. 2009. Why protection of biodiversity creates conflict - Some evidence from the Nordic countries. *J Forest Econ* **15**(3): 147-165.
- Billionnet, A. 2013. Mathematical optimization ideas for biodiversity conservation. *Eur J Oper Res* **231**(3): 514-534.
- Bloch, M., Dubach, V., Jost, L., Schmutz, S., und Walker, S. 2012. Variantenevaluation zur Etablierung eines Waldreservatnetzes für die UNESCO Biosphäre Entlebuch. Abschlussbericht des Interdisziplinären Projektes. ETH Zürich. 30 S.
- Bont, L.G. 2009. Matlab Seilkran Holzernte Tool. ETHZ, Professur für forstliches Ingenieurwesen. Unveröffentlicht. p. 4.
- Bont, L.G. 2012. Spatially explicit optimization of forest harvest and transportation system layout under steep slope conditions. ETH Zürich. p. 139.
- Bont, L.G. 2014. Evaluation von vernetzten und befahrbaren Flächen für die Holzernte. ETHZ, Professur für forstliches Ingenieurwesen, unveröffentlichter Bericht.
- Branquart, E., Verheyen, K., und Latham, J. 2008. Selection criteria of protected forest areas in Europe: The theory and the real world. *Biol Conserv* **141**(11): 2795-2806.
- Braunisch, V., Home, R., Pellet, J., und Arlettaz, R. 2012. Conservation science relevant to action: A research agenda identified and prioritized by practitioners. *Biol Conserv* **153**: 201-210.
- Bundesamt für Umwelt BAFU (Hrsg.). 2011. Handbuch Programmvereinbarungen im Umweltbereich. Mitteilung des BAFU als Vollzugsbehörde an Gesuchsteller. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1105: 222 S.
- BUWAL Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft & FDK Forstdirektorenkonferenz. 2002. Leitsätze einer „Waldreservatspolitik Schweiz“. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- Cerdeira, J.O., Gaston, K.J., und Pinto, L.S. 2005. Connectivity in priority area selection for conservation. *Environ Model Assess* **10**(3): 183-192.
- Church, R.L., und Cova, T.J. 2000. Mapping evacuation risk on transportation networks using a spatial optimization model. *Transport Res C-Emer* **8**(1-6): 321-336.
- Church, R.L., Stoms, D.M., und Davis, F.W. 1996. Reserve selection as a maximal covering location problem. *Biol Conserv* **76**(2): 105-112.
- Cordillot, F., und Klaus, G. 2011. Gefährdete Arten in der Schweiz. Synthese Rote Listen, Stand 2010. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1120: 111 S.
- Cova, T.J., und Church, R.L. 2000. Contiguity constraints for single-region site search problems. *Geogr Anal* **32**(4): 306-329.
- Dantzig, G., Fulkerson, R., und Johnson, S. 1954. Solution of a Large-Scale Traveling-Salesman Problem. *J Oper Res Soc Am* **2**(4): 393-410.
- Davis, F.W., Stoms, D.M., Church, R.L., Okin, W.J., und Johnson, K.N. 1996. Sierra Nevada ecosystem project: Final report to Congress. Centers for Water and Wildland Resources. 1503 - 1527 SS.
- Diamond, J.M. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biol Conserv* **7**(2): 129-146.
- Duque, J.C., Church, R.L., und Middleton, R.S. 2011. The p-Regions Problem. *Geogr Anal* **43**(1): 104-126.

- Egoh, B., Rouget, M., Reyers, B., Knight, A.T., Cowling, R.M., van Jaarsveld, A.S., und Welz, A. 2007. Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review. *Ecol Econ* **63**(4): 714-721.
- Ehrbar, R. 1983. Tragfähigkeit von Waldböden im nordöstlichen schweizerischen Mittelland (Obere Süsswassermolasse). ETH Zürich, Zürich. p. 89.
- Fischer, D.T., und Church, R.L. 2003. Clustering and compactness in reserve site selection: An extension of the Biodiversity Management Area Selection model. *Forest Sci* **49**(4): 555-565.
- Freudenberger, L., Hobson, P., Schluck, M., Kreft, S., Vohland, K., Sommer, H., Reichle, S., Nowicki, C., Barthlott, W., und Ibisch, P.L. 2013. Nature conservation: priority-setting needs a global change. *Biodivers Conserv* **22**(5): 1255-1281.
- Gauthier, S., Leduc, A., und Bergeron, Y. 1996. Forest dynamics modelling under natural fire cycles: A tool to define natural mosaic diversity for forest management. *Environ Monit Assess* **39**(1-3): 417-434.
- Gilbert-Norton, L., Wilson, R., Stevens, J.R., und Beard, K.H. 2010. A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. *Conserv Biol* **24**(3): 660-668.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* **396**(6706): 41-49.
- Heller, N.E., und Zavaleta, E.S. 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biol Conserv* **142**(1): 14-32.
- Indermühle, M., Kaufmann, G., und Steiger, P. 1998. Konzept Waldreservate Schweiz. Schlussbericht des Projektes Reservatspolitik der Eidg. Forstdirektion. 102 S.
- Jafari, N., und Hearne, J. 2013. A new method to solve the fully connected Reserve Network Design Problem. *Eur J Oper Res* **231**(1): 202-209.
- Kanton Zürich, B. 2010. Waldentwicklungsplan Kanton Zürich. 59 S.
- Kantonsforstamt Luzern, Moos, V., UTAS, Baggenstoss, und Häfliger. 2003. Waldreservatskonzept Kanton Luzern. Kantonsforstamt Luzern: 36 S.
- Kirkpatrick, J.B. 1983. An Iterative Method for Establishing Priorities for the Selection of Nature Reserves - an Example from Tasmania. *Biol Conserv* **25**(2): 127-134.
- Knight, A.T., Cowling, R.M., Rouget, M., Balmford, A., Lombard, A.T., und Campbell, B.M. 2008. Knowing but not doing: Selecting priority conservation areas and the research-implementation gap. *Conserv Biol* **22**(3): 610-617.
- Koordinationsstelle Biodiversitäts-Monitoring Schweiz. 2009. Zustand der Biodiversität in der Schweiz. Ergebnisse des Biodiversitäts-Monitorings Schweiz (BDM) im Überblick. Stand: Mai 2009. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 0911: 112 S.
- Kukkala, A.S., und Moilanen, A. 2013. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biol Rev* **88**(2): 443-464.
- Linguist, S. 2008. But is it progress? On the alleged advances of conservation biology over ecology. *Biol Philos* **23**(4): 529-544.
- Margules, C., Higgs, A.J., und Rafe, R.W. 1982. Modern Biogeographic Theory - Are There Any Lessons for Nature Reserve Design. *Biol Conserv* **24**(2): 115-128.
- Margules, C.R., und Pressey, R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* **405**(6783): 243-253.
- Miller, C.E., Tucker, A.W., und Zemlin, R.A. 1960. Integer Programming Formulation of Traveling Salesman Problems. *J Acm* **7**(4): 326-329.
- Minor, E.S., und Urban, D.L. 2008. A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. *Conserv Biol* **22**(2): 297-307.
- Önal, H., und Briers, R.A. 2005. Designing a conservation reserve network with minimal fragmentation: A linear integer programming approach. *Environ Model Assess* **10**(3): 193-202.
- Önal, H., und Wang, Y.C. 2008. A graph theory approach for designing conservation reserve networks with minimal fragmentation. *Networks* **51**(2): 142-152.
- Önal, H., und Yanprechaset, P. 2007. Site accessibility and prioritization of nature reserves. *Ecol Econ* **60**(4): 763-773.
- Orsi, F., Church, R.L., und Geneletti, D. 2011. Restoring forest landscapes for biodiversity conservation and rural livelihoods: A spatial optimisation model. *Environ Modell Softw* **26**(12): 1622-1638.

- Pickett, S.T.A., und Thompson, J.N. 1978. Patch Dynamics and Design of Nature Reserves. *Biol Conserv* **13**(1): 27-37.
- Pressey, R.L., und Bottrill, M.C. 2009. Approaches to landscape- and seascape-scale conservation planning: convergence, contrasts and challenges. *Oryx* **43**(4): 464-475.
- Pressey, R.L., Cabeza, M., Watts, M.E., Cowling, R.M., und Wilson, K.A. 2007. Conservation planning in a changing world. *Trends Ecol Evol* **22**(11): 583-592.
- Pressey, R.L., Humphries, C.J., Margules, C.R., Vanewright, R.I., und Williams, P.H. 1993. Beyond Opportunism - Key Principles for Systematic Reserve Selection. *Trends Ecol Evol* **8**(4): 124-128.
- Pressey, R.L., Possingham, H.P., und Margules, C.R. 1996. Optimality in reserve selection algorithms: When does it matter and how much? *Biol Conserv* **76**(3): 259-267.
- Pulliam, H.R. 1988. Sources, Sinks, and Population Regulation. *Am Nat* **132**(5): 652-661.
- ReVelle, C.S., Williams, J.C., und Boland, J.J. 2002. Counterpart models in facility location science and reserve selection science. *Environ Model Assess* **7**(2): 71-80.
- Sarkar, S., Pressey, R.L., Faith, D.P., Margules, C.R., Fuller, T., Stoms, D.M., Moffett, A., Wilson, K.A., Williams, K.J., Williams, P.H., und Andelman, S. 2006. Biodiversity conservation planning tools: Present status and challenges for the future. *Annu Rev Env Resour* **31**: 123-159.
- Sgro, C.M., Lowe, A.J., und Hoffmann, A.A. 2011. Building evolutionary resilience for conserving biodiversity under climate change. *Evol Appl* **4**(2): 326-337.
- Strange, N., Thorsen, B.J., und Bladt, J. 2006. Optimal reserve selection in a dynamic world. *Biol Conserv* **131**(1): 33-41.
- Traill, L.W., Bradshaw, C.J.A., und Brook, B.W. 2007. Minimum viable population size: A meta-analysis of 30 years of published estimates. *Biol Conserv* **139**(1-2): 159-166.
- Underhill, L.G. 1994. Optimal and Suboptimal Reserve Selection Algorithms. *Biol Conserv* **70**(1): 85-87.
- Wang, P.C., und Finley, J.C. 2011. A landscape of shifting-mosaic steady state in Lassen Volcanic National Park, California. *Ecol Res* **26**(1): 191-199.
- Weber, P. 2014. Zielarten LiWa. Zürich. Schriftliche Mitteilung.
- Williams, J.C. 2008. Optimal reserve site selection with distance requirements. *Comput Oper Res* **35**(2): 488-498.
- Williams, J.C., ReVelle, C.S., und Levin, S.A. 2005. Spatial attributes and reserve design models: A review. *Environ Model Assess* **10**(3): 163-181.
- Zetterberg, A., Mortberg, U.M., und Balfors, B. 2010. Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design. *Landscape Urban Plan* **95**(4): 181-191.

10 Anhang

Kriterienzuweisung Kanton Zürich



Die Objekte werden den Flächen zugeordnet.

