

## **5. Bestandsentwicklung im Bereich des Schweizerischen Nationalparks**

**Heinrich Haller und Andreas Fischlin**

### **5.1. Vorbemerkung**

Die Entwicklung der Rothirschpopulation des SNP im Verlauf des 20. Jahrhunderts kann durchaus als Teil der Populationsgeschichte verstanden werden. Trotzdem wird diesem Thema ein spezielles Kapitel gewidmet. Die zahlreichen vorhandenen Daten und insbesondere die Jahrzehnte umfassenden Zeitreihen aus dem SNP lassen im Vergleich zum übrigen Material aus der Vergangenheit ungleich detailliertere Untersuchungen zu. Hierfür sollten die verfügbaren Daten zum Bestand und zu den dazugehörigen Kenngrößen (einschliesslich Aufwendungen für Wildschaden) zusammengestellt, bereinigt und ausgewertet werden. Mit der Dokumentation der Bestandsentwicklung im SNP wird gleichzeitig eine thematische Verbindung von den historischen Grundlagen zur heutigen Situation geschaffen.

### **5.2. Methoden**

#### *Datenreihen*

Die in Form von Zeitreihen zusammengetragenen Daten betreffen folgende Parameter: Bestand, Geschlechterverhältnis ( $\phi : \text{TM} = 1 : x$ ), Kälberrate (Jungtiere  $< 1$  Jahr :  $\text{TM} > 1$  Jahr), Jagdstrecke, Anzahl Fallwild und Aufwendungen für Wildschäden in der Landwirtschaft sowie Hegebeiträge für Futtermittel im Winter. Die Datenreihen beziehen sich zum einen auf die Rothirschpopulation des SNP und zum anderen auf die Teilpopulation in der Val Trupchun, deren Standortverhältnisse in Kapitel 6 detailliert dargestellt werden (zur geographischen Übersicht s. Abb. 1). Beide räumlichen Zuordnungen meinen im engeren Sinn das Nationalparkgebiet. Im weiteren Sinn sind Gebiete in der Nachbarschaft des SNP eingeschlossen, da sich das Rotwild im Winterhalbjahr fast gänzlich ausserhalb der Nationalparkgrenzen aufhält. Bezogen auf den gesamten SNP wird das Einzugsgebiet der Wintereinstände mit dem Engadiner Talabschnitt von La Punt–Chamues-ch (zwischen Bever und Zuoz) bis Martina an der österreichischen Grenze zuzüglich des gesamten Münstertals umschrieben (= Umgebung SNP). Gewisse Datenreihen betreffen den Talabschnitt zwischen Zuoz und Martina, andere jenen zwischen La Punt–Chamues-ch und Sent (nordöstlich Scuol). Letzterer ist der passendere Perimeter, so dass diesem bei ähnlich langen Datenreihen Vorrang eingeräumt wurde. Das Einzugsgebiet der Hirsche aus der Val Trupchun wurde durch die vier Gemeinden La Punt–Chamues-ch, Madulain, Zuoz und S-chanf angenähert (= Umgebung Val Trupchun); Ergebnisse langjähriger Nachttaxationen in diesem Gebiet beziehen sich auf den Raum Zuoz–Brail.

Die Zusammenstellung der Datenreihen erfolgte aufgrund von Angaben in den Jahresberichten und in Archivunterlagen des SNP einschliesslich Datenmaterial von Robert Schloeth (Angaben zum Bestand seit 1915, zum Geschlechterverhältnis und zur Kälberrate seit 1960, zu den regionalen Jagdstrecken, Fallwildzahlen sowie zu den Wildschadenzahlungen seit den Jahren um 1960) sowie aufgrund von Material des Amtes für Jagd und Fischerei Graubünden einschliesslich von Unterlagen der Wildhüter Gion Denoth und Daniel Godli (Jagdstrecke kantonal seit 1872 und gemeindebezogen seit 1964, Ergebnisse von Nachttaxationen seit 1973, Fallwildzahlen, z.T. aufgrund von Originalprotokollen berechnet, und Aufwendungen für Wildschäden in der Landwirtschaft seit 1975). Weitere Informationen zu den Fallwildzahlen fanden sich in Blankenhorn et al. (1979) und in Voser (1987). August Möckli stellte für die vorliegende Arbeit Daten über die Hegetätigkeit im Gebiet Zuoz–Brail seit 1974 zur Verfügung.

## Angaben zu den Parametern

*Bestand:* Diese Zahlen basieren auf den an bestimmten Tagen durchgeführten Huftier-Bestandszählungen der Parkwächter. Aufgrund der jährlichen Höchstzählung (beim Rotwild zwischen Mitte Juli und Anfang September) wird eine Bestandsschätzung abgeleitet. Dabei ist seit 1990 eine geschätzte Dunkelziffer von 20 % für den gesamten SNP berücksichtigt worden. Das heisst, dass die Zählergebnisse mit dem Faktor 1,2 multipliziert wurden, was immer noch einer minimalen Anzahl vorhandener Tiere entsprechen dürfte. Im walddreichen Ofenpassgebiet ist die Dunkelziffer noch wesentlich höher anzusetzen, wogegen sie in der gut überblickbaren Val Trupchun auf 10 % beschränkt werden kann. Für Daten, die sich ausschliesslich auf die Val Trupchun beziehen, wurde mit diesem Wert gerechnet. Trotz vergleichsweise komfortabler Datenlage sind bei den Bestandsangaben methodische Vorbehalte anzubringen: Vor 1990 beruhten die Schätzungen auf individuellen Beurteilungen. Es gibt überdies Hinweise, dass die Bestände in der Val Trupchun zu Zeiten des Populationshöchststandes in den 1970er- und 80er-Jahren vom gebietsverantwortlichen Parkwächter zu tief angegeben worden sind, wohl um den damaligen Diskussionen bezüglich Überbeständen aus dem Weg zu gehen. Die Angaben in Buchli (1979) und weitere Ergebnisse einer gross angelegten Zählaktion am 6./7. Juli 1973 erlauben es, die amtlichen (in den Jahresberichten des SNP enthaltenen) Bestandszahlen aus jener Zeit zu korrigieren: 1973–1975 waren in der Val Trupchun rund eineinhalbmals so viele Hirsche vorhanden wie angegeben. *Nachttaxationen* s. Kap. 6. *Geschlechterverhältnis* und *Kälberrate:* Diese Werte leiten sich von den jährlichen Höchstzählungen des Bestandes ab. *Jagdstrecke* und *Fallwild:* Die Zahlen der erlegten und tot aufgefundenen Hirsche stammen aus der amtlichen Statistik; in den Jahren vor deren Einführung waren entsprechende Angaben intern zusammengetragen worden. Die *Aufwendungen für Wildschäden* beziehen sich auf landwirtschaftliche Mindererträge, die in erster Linie auf das Rotwild zurückzuführen sind. Diese Zahlungen und ebenso die *Hegebeiträge*, speziell für das Ausbringen von Futtermitteln im Winter, wurden amtlichen Zusammenstellungen entnommen.

## Mathematische Beschreibung des Wachstumsverlaufs

Zeitdiskretes logistisches Wachstum, wie es für Hirschpopulationen in Frage kommt, gehorcht allgemein folgenden Gesetzmässigkeiten:

$$x(t+1) = (1 + r \cdot [K - x(t)]/K) \cdot x(t) \quad (1)$$

wobei  $x(t)$  die Bestandsgrösse im Jahr  $t$ ,  $x(t+1)$  diejenige im nächsten Jahr  $t+1$ ,  $K$  die sogenannte Tragekapazität und  $r$  die intrinsische Wachstumsrate bedeuten. In den Anfängen eines logistischen Wachstumsverlaufs, d.h. wenn der Bestand  $x(t)$  noch sehr klein ist, verläuft der Anstieg nahezu exponentiell, da der Unterschied zwischen der aktuellen Populationsgrösse  $x(t)$  und der Tragekapazität  $K$  so gross ist, dass der Quotient  $[K - x(t)]/K \approx 1$  beträgt (man stelle sich vor,  $x(t)$  sei nahezu Null). In dieser Phase vereinfacht sich die Gleichung (1) zur folgenden Gleichung:

$$x(t+1) = (1 + r) \cdot x(t) \quad (2)$$

Gleichung (2) beschreibt das zeitdiskrete exponentielle Wachstum. Die Bestandszahlen folgen dann der geometrischen Reihe  $x(t) = x(t_0) \cdot (1+r)^{(t-t_0)}$  oder mit  $t_0 = 0$  und  $1+r = \rho$  einfach

$$x(t) = x_0 \cdot \rho^t \quad (3)$$

Gemäss Gleichung (3) ist exponentielles Wachstum gekennzeichnet durch die Tatsache, dass die logarithmierten Bestandszahlen mit der Zeit linear ansteigen, da gemäss Gleichung (3) gilt:  $\ln(x(t)) = \ln x_0 + \ln(\rho) \cdot t$ .

Falls ein Populationswachstum wirklich logistisch verläuft, so besteht zwischen der per capita Zuwachsrate  $r_c$ , definiert als

$$r_c = x(t+1)/x(t) = 1 + r[K-x(t)]/K = 1 + r - r/K \cdot x(t) \quad (4)$$

und der jeweiligen Bestandsgrösse  $x(t)$  ein linearer Zusammenhang. Gleichung (4) ist aber nur voll gültig, falls die Population nicht bejagt wird. Deshalb haben wir als weitere Modellvariante die Gleichung (4) um die Jagdstrecke  $h(t)$  erweitert:

$$r_c = [x(t+1) + h(t)]/x(t) = 1 + r - r/K \cdot x(t) \quad (5)$$

Bei Gleichung (5) wird vorausgesetzt, dass die Jagdstrecke  $h(t)$  bis zum Jagdzeitpunkt aus überlebenden Tieren besteht und dass die Jagdstrecke nicht wesentlich von der Bestandsdichte abhängt. Die Grösse  $x(t+1) + h(t)$  stellt demnach eine Schätzung für die hypothetische Bestandsgrösse des nächsten Jahres dar, die erreicht worden wäre, wenn die Jagd nicht stattgefunden hätte.

### 5.3. Ergebnisse

#### *Populationsgrösse und Wachstumskurve*

Abb. 22 dokumentiert die jährlichen Bestandszahlen des Rotwilds im SNP und im Teilgebiet Trupchun sowie die Ergebnisse der Nachttaxationen in den entsprechenden Bezugsräumen im Frühling. In den Anfängen des SNP waren nur wenige Individuen vorhanden. Ihre Zahl nahm aber stetig zu. Anhaltendes Wachstum führte in den 1970er-Jahren zu einem Bestandshöhepunkt. Die Population stabilisierte sich und nahm in der Folge wieder ab. Bei den jährlichen Bestandszahlen kommt dieser Populationsrückgang aufgrund der (oben angegebenen) Kappung der Höchstwerte nur gedämpft zum Ausdruck. Verlässlicher sind die Nachttaxationen: Sie widerspiegeln zwar nur relative Bestände, doch lassen sich mit dieser Methode objektive Aussagen zur Bestandsentwicklung machen (Blankenhorn et al. 1979, Buchli 1979, Jenny & Müller 2002): Bezogen auf die beiden Zeitabschnitte 1973–1986 und 1987–1999 ergaben sich verminderte Zählergebnisse im Bereich des gesamten SNP wie auch bei der Teilpopulation Trupchun (t-Tests,  $p < 0,01$  bzw.  $10^{-4}$ ).

Von den Nachttaxationen direkt auf die Populationsgrössen im SNP und in Teilen davon zu schliessen, ist kaum möglich: Der Taxationsperimeter bezieht sich nicht ausschliesslich auf Nationalparkhirsche und deckt im Falle der 1973 begründeten Datenreihe aus der Val Trupchun die Einstände nur partiell (wenn auch repräsentativ) ab. Auf der Basis der verlässlichen Bestandsangaben aus den 1990er-Jahren und der methodisch vorbildlichen Nachttaxationen (bezogen auf die gesamte Datenreihe) können die Höchstbestände in den 70er-Jahren rechnerisch abgeleitet werden: 3000 Tiere für die Population innerhalb des gesamten SNP und gut 750 Tiere für die Teilpopulation innerhalb der Val Trupchun.

Die amtlichen und korrigierten Bestandsangaben aus der Val Trupchun bieten in Kombination mit den Ergebnissen der Nachttaxationen die Gelegenheit, die Konsistenz der verschiedenen Datenreihen bei dieser Teilpopulation zu überprüfen. Die Nullhypothese geht davon aus, dass alle Bestandsschätzungen über die gleiche Periode hinweg denselben Trend aufweisen sollten. Beim Vergleich der korrigierten Bestände mit den Erhebungen der Nachttaxationen (1973–1999) ergibt sich ein kaum signifikanter Unterschied im gemeinsamen Trend der Bestandsabnahme (F-Test,  $p = 0,06$ ; Abb. 23). Die unkorrigierten Bestände (1970–1989) zeigen hingegen einen umgekehrten Trend, nämlich eine leichte Bestandszunahme. Zudem weicht dieser Trend statistisch hochsignifikant ( $p < 10^{-4}$ ) von denjenigen der Nachttaxationen und der korrigierten Bestände ab. Somit bestätigt sich, dass die unkorrigierten, amtlichen Daten vor 1990 den Bestand unterschätzten. Erst ab 1990 kann die Datenreihe als verlässlich angesehen werden.

Abb. 24 zeigt, dass die logarithmierten Bestandszahlen zwischen 1922 und 1974 gut der Regressionsgeraden  $\ln(x(t)) = \ln x_0 + \ln(\rho) \cdot t$  (vgl. Gleichung (3)) folgen (t-Test,  $p < 0,001$ ,  $r = 0,99$ ). Dieser Zeitabschnitt kann demnach als exponentielle Wachstumsphase bezeichnet werden. Die hierbei geschätzte Wachstumsrate  $r$  betrug 0,066/Jahr. Auch die vorangehende „Anlaufphase“ (quadratische Symbole in Abb. 24) und ebenso die „Rückgangsphase“ (dreieckige Symbole in Abb. 24) zeigen einen geradlinigen und folglich exponentiellen Verlauf (t-Tests,  $p < 0,05$ ).

Bei der Prüfung des logistischen Wachstumsmodells gemäss Gleichung (4) ergab die Regressionsanalyse einen signifikanten Zusammenhang zwischen  $r_c$  und  $x(t)$  (t-Test,  $p < 10^{-4}$ , jedoch  $r = 0,40$ ). Die hierbei geschätzte Tragekapazität  $K$  betrug 1812 Tiere, die Wachstumsrate  $r = 0,211$ /Jahr. Die Regressionsanalyse gemäss Gleichung (5) ergab einen kaum noch signifikanten Zusammenhang zwischen  $r_c$  und  $x(t)$  (t-Test,  $p < 0,10$ ,  $r = 0,27$ ). Die hierbei geschätzte Tragekapazität  $K$  betrug 6082 Tiere, die Wachstumsrate  $r = 0,492$ /Jahr.

### *Geschlechterverhältnis und Kälberrate*

Das Geschlechterverhältnis (Abb. 25) entwickelte sich seit 1960 insgesamt (abgesehen von Phasen mit gegensätzlichem Trend) zu Gunsten der Männchen: Im gesamten SNP sank das Verhältnis von  $\text{TM}$  zu  $\text{♂}$  von 2 : 1 auf unter 1 : 1. In der Val Trupchun war dieser Wechsel noch ausgeprägter. Wieweit hier grössere Schwankungen binnen weniger Jahre tatsächlich aufgetreten oder methodisch bedingt sind, lässt sich nicht beurteilen. Einem vorläufig minimalen Anteil an Weibchen um 1976 bzw. 1978 folgte eine Zunahme bis 1987. Anschliessend kamen weibliche Tiere durch die intensivierten Sonderjagden unter besonders starken Druck (vgl. Abb. 31), wogegen für Kronenhirsche ab 1991 wirksame Jagdbeschränkungen erlassen wurden. Seit 1992 ist der zweiseitige Kronenhirsch gänzlich geschützt. Dies alles führte zu einem anhaltend zu Gunsten der Stiere verschobenen Geschlechterverhältnis. Aufgeteilt auf zwei hälftige Abschnitte, 1960–1979 und 1980–1999, zeigten sich Unterschiede bei den Anteilen von  $\text{♂}$  und  $\text{TM}$  (t-Test,  $p < 10^{-4}$ ).

Die Kälberraten (Abb. 26) variierten erheblich, im gesamten SNP zwischen 0,17 und 0,50 (Kälber bezogen auf ein- und mehrjährige  $\text{TM}$ ), in der Val Trupchun sogar zwischen 0,08 und 0,57. Grosse Unterschiede wurden auch von Jahr zu Jahr verzeichnet. Von 1960 bis 1999 ergab sich sowohl im SNP als auch in der Val Trupchun eine Zunahme der Kälberrate (t-Tests,  $p < 10^{-4}$  bzw.  $p < 10^{-6}$ ) bei gleichzeitiger Abnahme der Streuung der Werte (t-Tests,  $p < 0,005$  bzw.  $0,01$ ). Für folgende Faktoren, geordnet nach abnehmender Signifikanz, konnte ein negativer Einfluss auf die Kälberrate nachgewiesen werden: Geschlechterverhältnis ( $\text{TM}$ -Anteil; Abb. 27, bezogen auf den gesamten SNP ist die Korrelation ebenfalls hochsignifikant) sowie Fallwildzahlen (Abb. 28) und mittlere Schneehöhen (Abb. 29) des vorangegangenen Winters. Der letzte Zusammenhang ist nur schwach signifikant (t-Test,  $p = 0,049$ ) und bezieht sich auf die Klimastation Scuol (andere Stationen repräsentieren die Wintereinstandsgebiete weniger gut und wurden deswegen nicht in die Untersuchung einbezogen).

### *Jagdstrecke und Fallwild*

Die Entwicklung der Rotwildstrecke im Kanton Graubünden (Abb. 30) zeigt einen ähnlichen Kurvenverlauf wie jene des Hirschbestandes im SNP. Ab der zweiten Hälfte der 1930er-Jahre (1939 blieb die Jagd geschlossen) stiegen die Erlegungen an, markant ab 1955 (vgl. Abb. 19). In der Nationalparkregion (Abb. 30 und 31) nahmen die Hirschabschüsse in den 1970er-Jahren stark zu, um nach einem Einbruch zu Beginn der 80er-Jahre in der zweiten Hälfte des Jahrzehnts einschliesslich 1990 einem Höhepunkt (bezogen auf mehr als 1 Jahr) zuzustreben. In beiden Bezugsräumen resultierten höchste Jagdstrecken in den Jahren 1976, 1987 und 1990. Nach dem extrem trockenen Sommer 1976 verliessen zahlreiche Hirsche die nicht mehr genug Äsung bietenden Wildschutzgebiete (v.a. auch den SNP) frühzeitig, wodurch die Tiere

zur leichten Beute der Hochwildjäger wurden. Ab 1987 ergab sich mit der Umsetzung eines Konzeptes zur Reduktion der Hirschbestände vorübergehend ein besonders grosser Jagddruck, vor allem auch auf weibliche Tiere. Zu Beginn der 1990er-Jahre sank die Zahl der erlegten Tiere leicht und blieb in der Folge wegen der durch die Jagdplanung vorgegebenen Abschusszahlen auf recht hohem Niveau ziemlich konstant.

Zwischen 1973 und 1995 wurden zur Unterstützung der regionalen Bestandsreduktion Rothirsche auch innerhalb der Grenzen des SNP bejagt; seit 1996 werden nur noch einzelne verletzte oder kranke Hirsche im SNP getötet. Diese von den Parkwächtern ausgeführten Abschüsse sind in den Jagdstrecken berücksichtigt.

Seit 1945 sind in der Nationalparkregion wiederholt winterliche Hirschsterben vorgekommen (vgl. Abb. 20): 1960, 1970, 1977 und 1980 mit je 500 und mehr Tieren (Abb. 30). Am meisten Fallwild wurde 1970 registriert, nämlich 678 Rothirsche. Nach 1982 lässt sich eine Stabilisierung der Fallwildzahlen auf tiefer Stufe feststellen, in keinem einzigen Jahr wurden 250 und mehr tot aufgefundene Hirsche gezählt.

#### *Aufwendungen für Wildschaden in der Landwirtschaft und Beiträge für Futtermittel*

Die Kurve der Wildschadenzahlungen für die Landwirtschaft (Abb. 32) zeigt einen bis Mitte der 1970er-Jahre in wenigen Jahren erreichten Gipfel, anschliessend leichte Schwankungen auf relativ hohem Niveau und schliesslich eine starke Reduktion der Entschädigungen im Verlauf der 1990er-Jahre. Bei der Winterfütterung im Raum Zuoz–Brail lässt sich eine vergleichbare Entwicklung erkennen (Abb. 32, unten): Von 1975 bis 1986 wurden hierfür (mit Ausnahme von 1981) alljährlich zwischen 5000 und 10000 CHF Hegebeiträge zur Verfügung gestellt. Anschliessend setzte eine Reduktion ein, bis ab 1995 keine Futtermittel mehr subventioniert wurden. 1980, im Jahr der intensivsten Winterfütterung im Raum Zuoz–Brail, wurden in diesem begrenzten (nur einen Teil des Wintereinstandes der Teilpopulation Trupchun abdeckenden) Bereich 28,7 t Heu und 3,5 t Saftfutter ausgebracht.

## **5.4. Diskussion**

### *Methodische Vorbehalte*

Ausser in bestimmten, gut überblickbaren Teilgebieten (z.B. der Val Trupchun, s. Kap. 6) ist eine Bestandserfassung beim Rotwild grundsätzlich schwierig. Umso wichtiger ist das saubere methodische Vorgehen, dem seit 1990 (bezüglich Höchstzählung) bzw. seit 1997 (bezüglich räumlicher Verteilung, s. Kap. 6) besonders Rechnung getragen wird. Die dargelegten langfristigen Datenreihen haben zwar Seltenheitswert, doch ist das Material teilweise befangen. Dass die Hirschbestände in der Val Trupchun in den 1970er-Jahren nicht in ihrer wirklichen Grösse ausgewiesen worden sind, wird nicht nur durch die höheren Bestandsschätzungen im Rahmen der Untersuchungen von Buchli (1979) deutlich, sondern findet eine Bestätigung durch den statistischen Vergleich der Trendgeraden: Die amtlichen Bestandsangaben vermögen den durch die verlässlichere Nachttaxationen gegebenen Trend nicht wiederzugeben, die korrigierten Werte hingegen schon (Abb. 23).

Probleme verursachten auch die Fallwildzahlen. Frühere Angaben beziehen sich mehrheitlich auf das Kalenderjahr, in Einzelfällen sind sie auf die Wintersterblichkeit beschränkt. Seit 1990 gilt für die Bündner Jagdstatistik das „Schalenwildjahr“ vom 1. Juni bis 31. Mai, wobei die Summe der tot gefundenen Tiere (wegen der im Mitt- und Spätwinter besonders hohen Mortalität) jeweils dem zweiten Jahr zugeordnet wurde. Zusätzliche Ungenauigkeiten ergeben sich durch die wechselnde Einreihung von tot aufgefundenen beschossenen Tieren zum Fallwild bzw. zur Jagdstrecke.

Um für frühere Jahre die Gesamtsumme der (auf der Hochjagd und anlässlich von speziellen Jagden und Abschussaktionen) erlegten Tiere innerhalb und ausserhalb des SNP angeben zu können, waren aufwändige Recherchen nötig. Trotzdem mussten einige wenige fehlende Werte durch Näherungsrechnungen bestimmt werden. Eine weitere methodische Schwierigkeit ist durch die ungenaue Festlegung des Einzugsgebietes der Nationalparkhirsche bedingt: Zu diesem Raum könnten angrenzende Teile des Obervinschgaus (vgl. Gunsch 2000), eventuell auch zusätzliche Täler südlich der Val Trupchun (vgl. Kap. 6.2.2) gehören. In diesem Perimeter sind allerdings nicht alle Hirsche Teil der Nationalparkpopulation. Solche Unwägbarkeiten und fehlende Daten aus peripheren Gebieten sind bei der Beurteilung der absoluten Werte unserer Datenreihen (speziell bezüglich Jagdstrecke) zu berücksichtigen.

Langfristige Datenreihen tragen stets die Schwierigkeit der methodischen Gleichbehandlung in sich. In der vorliegenden Untersuchung wurde versucht, die Datenreihen so weit wie möglich zu rekonstruieren, grundsätzlich zu bereinigen und für weitere Auswertungen bereit zu machen. Zu beachten ist, dass die Aufwendungen für Wildschäden die Bestandsentwicklung des Rotwilds nur ganz grob und verzerrt widerspiegeln, da für die Bemessung der Schäden die Art der Schätzung und finanzpolitische Faktoren (z.B. Subventionen) ausschlaggebend sind. Deswegen konnten diese Zahlen nicht mit den biologischen Daten in Verbindung gebracht werden.

### *Entwicklung und Dynamik der Population*

Die Angaben zur Bestandsentwicklung des Rotwilds im SNP dokumentieren von Anfang an eine klare Zunahme der Populationsgrösse. Der Aufbau der Huftierbestände war das vorrangige Ziel der früheren Jagdgesetze (vgl. Jenny & Müller 2002). Viele Jahre lang war der Jagddruck gering und hauptsächlich auf Stiere ausgerichtet. Daran ändert auch die Tatsache nichts, dass bereits 1933 im Unterengadin Hirschkühe während beschränkter Zeit bejagbar waren und dass es in den 1940er-Jahren wegen der hohen Bestände zu Jagdverlängerungen und Extrajagden auf Rotwild kam. Vorläufiger Höhepunkt war eine Extra-Hirschjagd 1956, als 359 Jäger binnen zweier Tage zu Winterbeginn in der Umgebung des SNP 114 Stück Rotwild erlegten. Und 1957 wurden auf einer Extrajagd nochmals 156 weibliche und 4 männliche Hirsche geschossen. Diese Aktionen vermochten die Bestandszunahme nicht zu bremsen, sie führten zu öffentlichem Ärger und verhinderten einstweilen effektive Regulationsmassnahmen. Diese Umstände mögen verdeutlichen, dass sich die Rotwildpopulation im und um den SNP jahrzehntelang ungehindert entwickeln konnte. Dazu beigetragen hat auch der 1932 eingerichtete und bis 1961 teilweise bestehende Eidgenössische Jagdbannbezirk Selva–Carolina–Varusch, der sich über 21 km<sup>2</sup> entlang der westlichen Nationalparkgrenze in geeignetem Rotwildhabitat erstreckte.

Von der zweiten Hälfte der 1950er-Jahre an wurden im Gebiet eingehendere Untersuchungen am Rotwild durchgeführt, die in den 70er-Jahren weiter intensiviert worden sind (s. Kap. 1). Einiges deutet darauf hin, dass man sich erst durch diese Arbeiten bewusst geworden ist, welch hohes Niveau die Hirschbestände erreicht hatten. Es darf auf der Basis von Schilderungen einheimischer Gewährsleute vermutet werden, dass die Rotwildpopulation im Bereich des SNP im Verlauf der 1950er-Jahre stark anstieg. Die dokumentierten Bestände hinkten hinter den tatsächlichen her. Deutlich wird dies durch die im Rückblick als realitätsnah zu beurteilende Bestandsschätzung von D. Burckhardt, der die Populationsgrösse im Jahre 1956 mit 1200–1300 veranschlagte, nahezu doppelt so viel wie im Jahresbericht angegeben (Burckhardt 1958). Bereits damals entstand ein Disput über die wirkliche Anzahl Hirsche im SNP (vgl. Bopp 1958). Die Unterschätzung des Bestands wird beispielhaft durch Abb. 21 veranschaulicht. Auf eine damals im ganzen Nationalparkgebiet bereits sehr hohe Population deuten auch die labilen Populationsverhältnisse hin, die im grossen Wintersterben 1960 und in den damals um einen tiefen Mittelwert stark schwankenden Kälberaten zum Ausdruck kommen.

Zwischen dem Geschlechterverhältnis und der Kälberate konnte ein auf den ersten Blick vielleicht überraschender, dennoch aber plausibler Zusammenhang nachgewiesen werden

(Abb. 27): Je geringer der Anteil (älterer) Männchen, desto geringer war die relative Anzahl Jungtiere. Der traditionelle Jagddruck auf (vorzugsweise reife) Stiere hatte deren Bestand im Vergleich zu den Kühen gering gehalten. Dies wirkte sich in bedeutsamer und folgenschwerer Weise auf die Altersklassenzusammensetzung des männlichen Populationsteils aus. Offenbar mangelte es an älteren erfahrenen Tieren (s. Klingler 1966). Während der Brunft gab es nur wenige Platzhirsche, es bildeten sich übergrosse Rudel, der Brunftablauf war wenig strukturiert und zog sich in die Länge (vgl. Noyes et al. 1996, Wölfel 1999, Bützler 2001). Infolgedessen sank die Kälberrate, da viele Kühe spät oder überhaupt nicht beschlagen wurden. Ein verzögerter Geburtstermin hat eine erhöhte Kälbersterblichkeit zur Folge (Clutton-Brock et al. 1987b). Die Stiere traten stark von der Brunft gezeichnet den Winter an, was ihre Überlebenschancen schmälerte und das Geschlechterverhältnis weiter auseinanderklaffen liess. Der in den 1960er- und zu Beginn der 70er-Jahre extreme Überhang an weiblichen Tieren verhinderte eine hohe Deckungs- und damit Kälberrate wohl grundsätzlich (vgl. Bützler 2001).

Die geschilderten unausgeglichene Populationsverhältnisse können als Ausdruck der damaligen sehr hohen Dichte gedeutet werden: Der SNP bot ungestörte Einstände und Nahrung, wirksame Prädatoren fehlten, der Hirsch hatte als grösster wildlebender Pflanzenfresser (mit Ausnahme von Gross- und Kleinvieh ausserhalb des SNP) kaum Konkurrenten, vorerst auch innerartlich nicht. Dies waren ideale Bedingungen für ein ungehindertes Wachstum. Die Jagd in der Umgebung des SNP vermochte den Bestand lange Zeit nicht zu regulieren; damals förderte sie vielmehr die sommerliche und frühherbstliche Konzentration der Tiere im Schutzgebiet (s. Kap. 6.3). Für den gesamten SNP ist das Populationsmaximum in den 1970er- Jahren mit rund 3000 Rothirschen anzunehmen. Allein in der Val Trupchun dürfte der Höchstbestand, um 1975 erreicht, etwa 750 betragen haben. Hierbei ist aber stets zu berücksichtigen, dass so gut wie alle Nationalparkhirsche nur einen Teil des Jahres im SNP verbringen und die übrigen saisonalen Einstände über einen grösseren Raum verteilt sind (s. Kap. 6).

Mit Ausnahme der eher zufälligen, extrem hohen Jagdstrecke von 1976 waren die jagdlichen Massnahmen der 1970er- und der frühen 80er-Jahre für eine Bestandsreduktion wohl nur begrenzt wirksam. Die Jagdplanung als zentrales Instrument für eine ökologisch ausgerichtete Jagd mit lebensraumverträglichen, naturnah strukturierten und artgemäss verteilten Wildbeständen musste erst in den gesetzlichen Grundlagen und in der Verwaltung Fuss fassen (vgl. Jenny & Müller 2002). Neben der Jagd spielten in jener Zeit Effekte der Selbstregulation (grosse innerartliche Konkurrenz und damit verbunden suboptimale Kondition und Konstitution, späte Geschlechtsreife, geringe Kälberrate und hohe Sterblichkeit in strengen Wintern; vgl. Buchli 1979) für die Stagnation und Abnahme der Population eine wichtige Rolle. Abb. 28 belegt, dass nach grossen Wintersterben (250 und mehr tot gefundene Hirsche) die Kälberrate in der Regel besonders tief lag. Unter erschwerten Bedingungen waren viele Kühe offenbar nicht mehr in der Lage, sich fortzupflanzen. Bei feinerer Betrachtung zeigt sich, dass die Winterstrenge die Kälberrate zu beeinträchtigen vermag (Abb. 29). Die Signifikanz ist aber erwartungsgemäss schwächer als beim Faktor Fallwild, wo sich existentiell kritische Bedingungen besonders deutlich manifestieren.

Albon et al. (2000) zeigten bei der Rothirschpopulation auf der Hebrideninsel Rhum, dass die Kälberrate in gewissen Phasen der Bestandsentwicklung als Schlüsselfaktor für die Populationsdynamik wirkte. Eine solche Periode anhaltenden Wachstums ist mit der Bestandsentwicklung im SNP bis Mitte der 1970er-Jahre vergleichbar (Abb. 24). Mehrere, vor allem auch neue Arbeiten berichten über einen Zusammenhang zwischen der Wintermortalität erwachsener Tiere bzw. der Kälberrate und der Winterstrenge (Loison & Langvatn 1998, Albon et al. 2000, Lubow 2002). Letztere wird auch für den Hirschbestand im Nationalpark als entscheidender abiotischer Faktor eingestuft (Klingler 1966, Buchli 1979, Voser 1987). Die vorliegenden Ergebnisse bestätigen diese Befunde zumindest teilweise (Abb. 28 und 29). Diese Erkenntnis spricht dafür, dass das populationsdynamische Geschehen nicht allein durch eine von der Bestandsdichte abhängige Populationsregulation bestimmt wird. Allerdings fehlen Belege, dass abiotische Faktoren einen dominanten Einfluss auf die Populationsentwicklung ausgeübt hätten; sie haben sie lediglich mitbeeinflusst.

Von Herbst 1976 bis Sommer 1977 summierten sich eine grosse Jagdstrecke, eine hohe Wintersterblichkeit und eine geringe Kälberrate. Der Bestand brach ein, und der Trend in der Populationsentwicklung kehrte sich um. Ab 1984 wurden für die Region im Einflussbereich des SNP Abschusspläne erstellt. Besonders wirkungsvoll war ein Konzept zur Reduktion der Hirschbestände im ganzen Kanton Graubünden, das ab 1987 umgesetzt wurde und eine Verminderung des Rotwildbestands innerhalb von fünf Jahren um einen Drittel und eine anschliessende Plafonierung vorsah. Diese Massnahmen führten zu einem dauerhaften Rückgang der Hirschpopulation im Bereich des SNP. Wichtig hierfür war der erhöhte Jagddruck auf den weiblichen Populationsteil (hohes Reproduktionspotential, vgl. Buchli 1979). Die jagdlichen Eingriffe drückten die Populationsgrösse unter die Tragekapazität des Lebensraums. Die Folgen waren geringere innerartliche Konkurrenz, bessere individuelle Nahrungsversorgung, höhere Kälberraten und mehr Widerstandskraft gegenüber harten Wintern.

### *Wachstumsverlauf*

Grob betrachtet scheint die Entwicklung des Rotwildbestands im SNP im 20. Jahrhundert einem logistischen Wachstumsverlauf zu entsprechen: Dem kurzen starken Ansteigen in den Anfängen der Populationsentwicklung folgte eine längere Phase exponentiellen Wachstums, das sich in den 1970er-Jahren abflachte, bis nach Überschreiten eines platten Gipfels sogar ein leichter Rückgang zu verzeichnen war. Zwar fanden wir den gemäss logistischem Wachstumsmodell zu erwartenden Regressionszusammenhang, allerdings bloss wenn die Auswirkungen der Jagd vernachlässigt werden. Wird die Jagd mitberücksichtigt, verschlechtert sich dieser Zusammenhang beträchtlich. Die wahren Verhältnisse liegen somit (wie oben angetönt) nicht so einfach, als dass eine klassische, logistische Populationsentwicklung alles erklären könnte. Erstens dürfte der Anstieg der Kurve steiler und der Gipfel, der auf die Jahre um 1975 festzulegen ist, höher gewesen sein als dokumentiert. Zweitens zeigen die folgenden Überlegungen zur Analyse der Daten, dass andere Interpretationen noch plausibler sind:

Von 1922 bis 1974 folgen die logarithmierten Bestandszahlen der Regressionsgeraden zwischen  $r_c$  und  $x(t)$ , abgeleitet von Gleichung (3), gut (t-Test,  $p < 0,001$ ,  $r = 0,99$ ) (Abb. 24): Diese Phase kann demnach als exponentielle Wachstumsphase bezeichnet werden. Für diese Beurteilung spricht auch die vertiefte Analyse im Hinblick auf logistischen Wachstumsverlauf. Obwohl die erfasste Bestandsentwicklung durchaus auch als logistisch verlaufend interpretiert werden darf, zeigt die genauere Untersuchung, dass dies nur bei Nichtberücksichtigung der Jagd problemlos möglich ist. Wenn der gemäss logistischem Wachstum erwartete Regressionszusammenhang zwischen  $r_c$  und  $x(t)$  mit der etwas realistischeren Gleichung (5) statt (4) vorgenommen wird, so schwächt dies den theoretisch zu erwartenden Regressionszusammenhang erheblich ab ( $p < 10^{-4}$  vs.  $p < 0,10$ ). Zudem sind in beiden Fällen die Bestimmtheitsmasse sehr niedrig, vor allem dasjenige, das sich bei Verwendung von Gleichung (5) ergibt ( $r^2 = 0,16$  bzw.  $0,07$ ). Diese Resultate sprechen gegen die Verwendung der logistischen Wachstumsvorstellung und damit auch gegen eine starke Dichteabhängigkeit der Populationsregulation, wie sie beim logistischen Wachstum gegen die Tragekapazität  $K$  hin theoretisch zu erwarten wäre.

Entgegen der äusserlichen Ähnlichkeit mit einer logistischen Wachstumskurve kann die Bestandsentwicklung der Rothirschpopulation des SNP mit dem exponentiellen Wachstumsverlauf besser erklärt werden. Dabei sind drei Phasen zu unterscheiden (Abb. 24):

1. 1915–1921: Stark anschwellende, von ausgeprägtem Bestandszuwachs geprägte *Anlaufphase*, die annähernd exponentiell verlief (quadratische Symbole in Abb. 24). Möglicherweise wurde die Zahl der Hirsche mangels Kenntnis der Eigenschaften des Rotwilds anfänglich unterschätzt bzw. der Zuwachs überschätzt. In diesem Fall wäre der starke Anstieg als Artefakt zu deuten. Denkbar ist aber auch, dass Einwanderung zu

einer Zuwachsrate der Population führte, die über dem autochthon reproduktiv möglichen Wert ( $1+r = \rho$ ; s. unten) liegt.

2. 1922–1974: Längere exponentielle *Wachstumsphase* (s. Regressionsgerade in Abb. 24), die das Vermehrungspotential des Bestandes aus „eigenen Kräften“ auf der Basis der biologisch-ökologischen Wachstumsbedingungen ausschöpft. In dieser Phase war die intrinsische Nettowachstumsrate  $1+r = \rho \approx 1,066/\text{Jahr}^1$  (bezogen auf die amtlichen Bestandsangaben) bestimmend; Ein- und Auswanderungseffekte waren nur von untergeordneter Bedeutung.
3. 1975–1999: *Rückgangsphase* mit annähernd exponentieller Bestandsabnahme (dreieckige Symbole in Abb. 24; vgl. auch Abb. 22 und 23). Diese ist in erster Linie auf menschliche Eingriffe (spezielle Reduktionsjagden) zurückzuführen. Speziell zu Zeiten des Populationshöchststandes dürfen aber die dichteabhängigen Populationsfaktoren, vor allem die innerartliche Konkurrenz um Nahrungsressourcen, nicht unterschätzt werden. Diese populationsinternen Wirkungen haben die Trendumkehr bei der Populationsentwicklung wohl eingeleitet.

### *Dichteverhältnisse und Tragfähigkeit des Lebensraums*

Die verfügbaren Daten lassen keine eindeutige Schlussfolgerung zu, wie hoch die Tragekapazität des SNP und seiner Umgebung in Wirklichkeit ist. Die Regressionsrechnung nach Gleichung (4) ( $K = 1812$ ) unterschätzt den wahren Wert, da die Jagd nicht berücksichtigt wurde. Der nach Gleichung (5) ermittelte Wert ( $K = 6082$ ) überschätzt den wahren Wert, da einige Tiere aus der Jagdstrecke ohnehin gestorben wären. Die Realität wird somit zwischen diesen beiden Extremen liegen. Diese als Eckwerte zu betrachtenden, rein theoretisch hergeleiteten Kalkulationen stimmen mit der vermuteten Höchstzahl von 3000 Nationalparkhirschen und mit der in den 1970er-Jahren auf 4500–5500 Stück geschätzten regionalen Population (Blankenhorn et al. 1979, Buchli 1979) zumindest in der Grössenordnung überein. Sofern die Höchstzahl von 3000 bzw. 4500–5500 Rothirschen der Wirklichkeit entsprach, bedeutete dies für den Sommerbestand im SNP eine mittlere Dichte von 17,8 Individuen/km<sup>2</sup>, für die Region (1308 km<sup>2</sup>) ganzjährig 3,4–4,2 Individuen/km<sup>2</sup>. Diese Werte schliessen vom Rotwild nicht genutztes Gelände ein. Bezogen auf die vegetationsbedeckte Fläche im SNP ergibt sich rechnerisch eine damalige Rotwilddichte von 36,4 Individuen/km<sup>2</sup>. Damit gehörte der SNP zu den am dichtesten vom Rothirsch besiedelten Gebieten überhaupt (vgl. Bützler 1986).

Trotzdem ergaben sich innerhalb des SNP keine grösseren ökologischen Probleme. Dies ist auf folgende Gründe zurückzuführen: Die Rotwildpopulation hält sich nur während des Sommerhalbjahres in nennenswerter Anzahl innerhalb der Nationalparkgrenzen auf (Kap. 6). Zu dieser Zeit ist das Äsungsangebot hoch, und durch die strengen Schutzbestimmungen (v.a. das Wegegebot für Besucher) ist die Nahrung für das Rotwild effektiv verfügbar (Kap. 6). Dazu kommt, dass der SNP dem Prozessschutz verpflichtet ist, bei dem keine spezifischen Ansprüche von Seiten des Menschen an die Natur und speziell an den Wald gestellt werden. Und schliesslich war die Phase des Populationshöchststandes im Vergleich mit der Vegetationsentwicklung und dem Verjüngungszeitraum für Bäume sehr kurz (vgl. Schütz et

---

<sup>1</sup> Verwendet man anstatt des exponentiellen Wachstumsmodells das logistische, so wäre die intrinsische Wachstumsrate  $\rho$  etwas grösser, nämlich ca. 1,2/Jahr. Diese Wachstumsrate stellt einen interessanten Parameterwert dar, charakterisiert  $\rho$  doch die Kombination aus biologisch-ökologischen Eigenschaften der fraglichen Hirschpopulation und ihren Umweltbedingungen. Bleibt zum Beispiel die genetische Konstitution des Bestandes etwa gleich und wandern in keinen grösseren Mengen Tiere weder ein noch aus, so bedeutete eine Erhöhung von  $\rho$  eine Verbesserung der Umweltsituation. Umgekehrt lässt sich die lange ungefähr exponentielle Wachstumsphase auch dahingehend interpretieren, dass sich die Umweltverhältnisse in dieser Phase nicht wesentlich verändert haben.

al. 2000a). Unter diesen Voraussetzungen erweist sich auch ein hoher Rotwildbestand als tragbar.

Holzgang (1997) berechnete für das Jahr 1996, dass der Bestand an Pflanzenfressern etwa ein Drittel unter der (sommerlichen) Tragfähigkeit des SNP lag. Küffer (2000) hat aus Simulationsergebnissen, die mit einem individuenbasierten, aus physiologischen Prozessdaten hergeleiteten Energiebilanzmodell ermittelt worden sind, ähnliche Schätzungen für die Tragekapazität während der Vegetationsperiode errechnet. Diese Beurteilungen unterstreichen, dass zu Zeiten des Populationshöchststandes in den 1970er-Jahren die Kapazitätsgrenze des Lebensraumes erreicht und sogar überschritten wurde, vor allem auch in Anbetracht des winterlichen Nahrungsengpasses. Grosse Wintersterben, geringe Kälberraten und suboptimale Kondition und Konstitution (Buchli 1979) geben davon Zeugnis. Ohne die nachfolgenden jagdlichen Massnahmen wäre wohl ein Zusammenbruch der Population mittelfristig zu erwarten gewesen (vgl. die Erfahrungen beim Rothirsch und anderen Huftierarten: Clarke 1976 bzw. Klein 1968, Caughley 1970, Putman 1988, Peterson 1999). Obwohl ein solches Ereignis dem Prozessschutz im SNP sehr wohl entsprochen hätte, ist angesichts des bis weit über die Grenzen des SNP hinausgehenden Aktionsraumes der Nationalparkhirsche Verständnis und Zustimmung für die getroffenen jagdlichen Massnahmen angebracht (s. Kap. 7).