

Monitoring

-

ökologische und statistische Abgründe

Carsten F. Dormann

1.2.2002

Zusammenfassung

Das Monitoring ökologischer Daten ist eine Verpflichtung in vielen Umwelt- und Naturschutzabkommen. Die genauen Ziele des Monitorings sind allerdings vielfach nicht zu erkennen; ohne eine klare Zielsetzung aber bleibt Monitoring ineffizient. Neben den Schwierigkeiten beispielsweise Artenvielfalt oder ökosystemare Prozesse sinnvoll zu erfassen, werden in diesem Beitrag statistische Probleme des Monitoring aufgezeigt. Dabei soll vor allem das Bewusstsein für die statistische und planerische Komplexität geschaffen und einige Auswege illustriert werden. Im weiteren wird argumentiert, dass eine Abgrenzung der Dienstleistung Monitoring von der ökologischen, ökonomischen und politischen Interpretation wichtig ist, um die Sorgfalt in der Datenanalyse und die Transparenz bei der Entscheidung zu fördern.

1 Einleitung

Monitoring ist die über einen Zeitraum wiederholte Erfassung von Kenngrößen, die Aufschluss über den Zustand eines Systems geben. Es ist zu einer der wichtigsten Dienstleistungen von Berufsökologen geworden, und es ist abzusehen, dass dies auch in Zukunft so sein wird: Europäische und internationale Abkommen verpflichten die Regierungen zum Monitoring verschiedener Parameter, z.B. Wasserqualität, Artenvielfalt, im Zusammenhang mit Vogelzugroutenmanagement, Habitatrichtlinien, GMO-Nutzung, usw. [3].

Angesichts dieses erheblichen Bedarfs bleibt es zu hoffen, dass die Dienstleister, in der Mehrzahl professionelle Wissenschaftler, wissen, was sie tun. Dies ist leider nicht selbstverständlich: Kleine Kartierungsbüros verfügen beispielsweise selten über Zugang zu statistischer Beratung. Aber selbst große Consulting-Firmen und Universitätsinstitute laufen in konzeptionelle und politische Fallstricke.

In dieser kurzen Abhandlung möchte ich auf einige Probleme im Zusammenhang mit ökologischem Monitoring aufmerksam machen. Dabei strebe ich keine vollständige Erörterung dieses Themenkomplexes an. Mein Ziel ist vielmehr bei Dienstleistern und Politikern, interessierten Laien und Behördenmitarbeitern Problembewusstsein zu schaffen. Der Schwerpunkt liegt dabei auf statistischen und ökologischen Problemen.

Um sinnvolles und erfolgreiches Monitoring betreiben zu können, sind drei Kernfragen zu beantworten [26]:

I Warum Monitoring?

II Was soll „gemonitort“ werden?

III Wie soll das Monitoring vonstatten gehen?

I. Ziele des Monitoring

Die Probleme des Monitoring sind oft verursacht durch eine unklare Zielsetzung. Insbesondere in Rahmengesetzen¹ sind die Ziele oft nur vage definiert, oft soll das Monitoring allgemein der Informationsgewinnung dienen [26]. Ohne konkrete und spezifische Fragestellung ist Monitoring jedoch zum Scheitern verurteilt, vor allem aus praktischen Gründen: Es ist unwahrscheinlich, dass die „richtigen“ Parameter gemessen werden und dass alle relevanten Kovariaten in Form von Umweltdaten (Wetterdaten, Management, andere Arten) erfasst werden.

Monitoringziele können in zwei Kategorien aufgeteilt werden: 1. Populationsmonitoring zum informierten Management eines Bestandes und zur Managementevaluation und 2. fundamental-wissenschaftliches Interesse [10]. Beispiele für diese beiden Arten von Monitoring sind 1. das jährliche Erfassen des Rotwildbestandes eines Jagdrevieres und 2. das Auszählen von Nestern der Dreizehenmövenkolonie auf Helgoland. Offensichtlich ist das erste Beispiel von praktischer Relevanz, da aus der Zählung Abschussquoten, z.T. forstliche Maßnahmen und Winterzufütterung abgeleitet werden. Ziel des Monitoring der Rotwildpopulation ist also das Beschaffen von Daten zum Rotwildmanagement [14]. Bei den Dreizehenmöven liegt dem Monitoring ein wissenschaftliches Interesse zugrunde, etwa: Wie entwickeln sich verschiedene demographische Parameter der Population (Sterblichkeit, Bruterfolg)? und: Sind diese in ihrer Dynamik durch Umwelteinflüsse beeinflusst?

Diese Unterscheidung muss vor Beginn des Monitorings klar sein, damit die relevanten Parameter erfasst werden. Eine spätere Korrelationsanalyse von autokorrelierten oder abhängigen Daten [26] kann nur vorher spezifizierte Hypothesen testen. So können mehrere Erklärungen für ein auftretendes Muster gefunden werden: Eine abnehmende Dreizehenmövenpopulation mag durch zunehmende Wassertemperatur, veränderte Windrichtung, vermehrte Befischung, stärkeres Touristenaufkommen usw. hervorgerufen worden sein. Nur wenn all diese Faktoren gemessen werden, sind sie wissenschaftlich trennbar [13].

II. Vom Monitoring erfasste Variablen

Nachdem ein klares Ziel identifiziert wurde (I.), beginnen die ökologischen Probleme. Als Beispiel: Der Einfluss globaler Klimaveränderung auf Artenvielfalt und ökologische Prozesse in Hochmooren soll evaluiert werden. Selbst in einem räumlich so

¹siehe links unter <http://www.bfn.de/05/index.htm>

abgeschlossenen und artenarmen System ist es nicht möglich, alle Tier- und Pflanzenarten zu monitoren, insbesondere wenn eine Vielzahl Hochmoore bearbeitet werden muss, um eine breite Datenbasis zu schaffen. Zwei Auswege sind gebräuchlich: 1. die Beschränkung auf z.B. Pflanzen und Libellen, d.h. sehr wenige, gut bekannte, einfach erfassbare Artengruppen; oder 2. das Monitoring einer/mehrerer Indikatorarten [8, 11]. Die Probleme beider „Auswege“ sind offensichtlich: 1. Es werden keine Prozesse einbezogen; 2. die gewählten Artengruppen können nicht das Gesamtsystem und dessen Funktionen repräsentieren; 3. wenn die gewonnenen Daten zusammengefasst werden, beispielsweise im Shannon-Wiener-Diversitätsindex, gehen seltene Arten unter. Eine Gewichtung der Arten nach Grad ihrer Bedrohung oder ihrer Bedeutung für das System (in unserem Beispiel die häufigen aber absolut essentiellen Sphagnum-Arten) wäre eine mögliche Abhilfe [26].

Der Ausweg aus diesen Problemen liegt nicht in der Wissenschaft, sondern in der Politik: Eine normative Festlegung von Prioritäten muss erfolgen. So sind Torfmoose für die Existenz von Hochmooren unabdingbar, Libellen hingegen nicht. Wenn entsprechend Torfmoose als erhaltenswertes Ziel gekürt werden, so muss entsprechend ein Hochmoormanagement den Wasserhaushalt sicherstellen (wie auch immer dies technisch aussehen möge). Geht es uns hingegen um die bedrohten Libellenarten, so wird u.U. ein weit komplizierteres Management erforderlich sein. Entsprechend kann ein begleitendes Monitoringprogramm nur das Liefern, was vorher bezweckt ist - für den Erhalt des Hochmoores also eine Erfassung von Wasserständen und Zusammensetzung der Torfmoosgemeinschaft, und für die Libellen ein Monitoring der Population sowie ihrer Beute und der für die Eiablage benötigten Pflanzenarten.

Im Hinblick auf das Monitoring von ökologischen Prozessen sollte dem Geldgeber bewusst sein, dass Prozess-Monitoring generell wesentlich teurer ist als Monitoring von Zustandsvariablen (z.B. Artenzahl). Um Nährstoffumsätze oder Kohlenstoffflüsse innerhalb oder zwischen Ökosystemen zu messen sind häufige Probenahmen, teure Laboranalysen und/oder automatisierte Messgeräte vonnöten. Die hohe zeitliche und räumliche Heterogenität sind ein weiterer Grund, weshalb Prozessmonitoring bisher leider keine große Rolle im ökologischen Dienstleistungsgewerbe spielt. Die Auswahl der Zielvariablen eines Monitoringprogramms ist schwierig. Die Nutzung von Indikatortaxa funktioniert für manche, aber nicht alle Zwecke². Aus wissenschaftlicher Sicht gilt in jedem Fall: Die Repräsentativität der gewählten Artengruppe für das System muss für jedes betrachtete System nachgewiesen werden!

Mittelwerte oder Variabilität?

Eine Veränderung der Umweltbedingungen muss sich nicht notwendigerweise in eine kurzfristigen Änderung des Mittelwertes der erfassten Parameter übersetzen (Abb. 1). Vielmehr kann es zu stärkeren Schwankungen kommen, d.h. zu einer höheren Variabilität der Messwerte, ohne Einfluss auf den Mittelwert [24]. Zum Beispiel könnte der Wechsel von ganzjähriger zu saisonaler Befischung eines Sees die vielfältigen Räuber-Beute-Beziehungen in ihrer zeitlichen Vernetzung stärker synchronisieren, was wiederum zu Aus- und Zusammenbrüchen einzelner Populationen führen kann. Kleine Populationen können von stochastischen Schwankungen der

²siehe etwa <http://www.earth.nasa.gov/outreach/biodiversity/index.html>

Umwelt eher zum lokalen Aussterben gebracht werden als große [1]. Daher kann die Zunahme an Variabilität einer Population ein genauso valides Warnsignal sein, wie sinkende Mittelwerte (Abb. 1).

Die Erfassung von Variabilität ist allerdings mit Problemen behaftet [9, 12]. Innerhalb einer Population ist die Standardabweichung ein gutes Vergleichsmaß. Beim Vergleich verschiedener Populationen (z.B. aus unterschiedlichen Beprobungsflächen) ist die Standardabweichung untauglich, da sie absolute Variabilität misst. Zur Normierung der Variabilität bieten sich der Varianzkoeffizient (*coefficient of variance*, $CV = \text{Standardabweichung}/\text{Mittelwert}$) oder die Standardabweichung der logarithmierten Mittelwerte an ($SD(\log(\text{Mittelwert}))$, [12]).

Um in kurzen Zeitreihen Variabilitätsveränderungen effizient zu erfassen, rät Underwood [24] zu einem entsprechend designten Beprobungsplan (siehe Abb. 1, und III., letzter Absatz). Wie die Ausführungen von Cyr [6] und Abbildung 1 zeigen, sind Variabilitätsveränderungen jedoch nur mit der Kenntnis der absoluten Populationsgrößen interpretierbar. Ein vollständiges Bild ergibt sich also nur bei Darstellung und Analyse von Mittelwerten und Variabilität.

III. Monitoring Design: Struktur und Statistik der Stichprobennahme

Erfassungstechniken (Vegetationsaufnahmen, Bodenproben, capture-mark-recapture-Verfahren, usw.) können nicht Gegenstand dieser Abhandlung sein. Sie sind hervorragend in Southwood [18] und Elzinga et al. [7] beschrieben, sowie in Sutherland [20] in etwas vereinfachter aber hinlänglicher Form. Diese Werke erläutern auch die statistischen Grundlagen des *sampling* (z.B. *random/stratified/restricted/systematic sampling*) und helfen bei der Abschätzung der benötigten Stichprobenzahl (siehe auch [15], jedoch nicht spezifisch für Monitoring). Standardwerke mit solider statistischer Basis sind Thompson [21] und, besonders für seltene Arten, Thompson & Seber [22].

Räumliche und zeitliche Verteilung, sowie Größe, Form und Anzahl der Stichproben müssen für jede Fragestellung maßgeschneidert werden. Ein korrektes (und effizientes) Monitoring fußt auf dem Verständnis der Datenanalyse: es muss klar sein, welche Daten analysiert werden, damit eine unvollständige Datenerhebung vermieden wird. Wenn die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungs- oder Managementformen evaluiert werden sollen, also die Reaktion der Variablen auf frei wählbare und zufällig verteilbare Behandlungen (*treatments*), so kann man auf experimentelles Versuchsdesign zurückgreifen. Wenn aber andererseits nur ein einziges System betrachtet wird (keine Replikation), oder die Behandlung den zur Verfügung stehenden Versuchssystemen nicht zufällig zugeteilt werden kann (keine Randomisierung), formt die Interventionsanalyse (*intervention analysis* [2]) die Grundlage des Monitoringdesigns.

Zwei Beispiele sollen diesen wichtigen Unterschied illustrieren, und die Art des Designs und der Analyse exemplarisch darstellen:

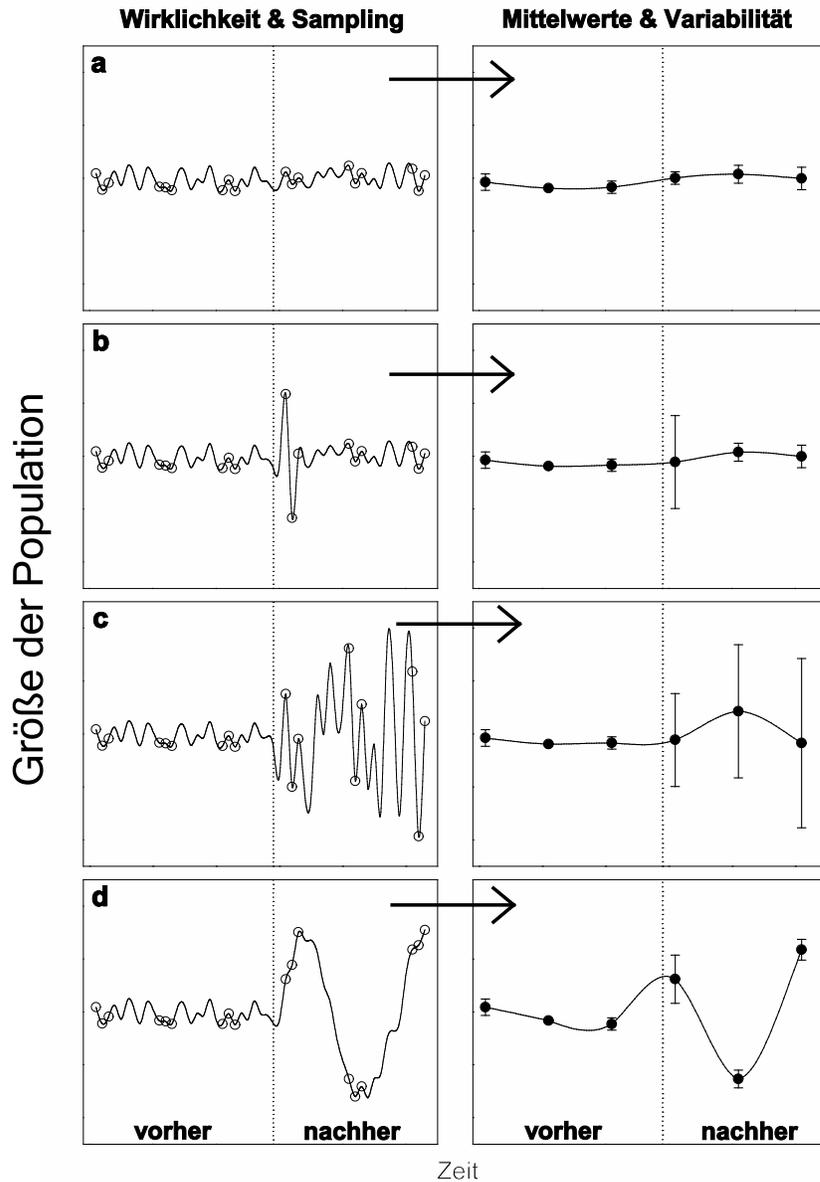


Abbildung 1: Fiktive Populationsentwicklungen und ihre Repräsentation durch Mittelwerte und Standardabweichungen. a) Ohne Eingriff; b) Eingriff führt zu einer kurzfristigen Störung (größere Standardabweichung, gleicher Mittelwert); c) und d) Eingriff stört System nachhaltig: in c) verändert sich dabei die mittlere Größe der Population nicht, in d) kommt es zu langfristigen Oszillationen. Nach [24], verändert.

1. Einfluss der Schafbestockung auf Pflanzenvielfalt auf Vorlandsalzwiesen

Eine Zielsetzung des Naturparkmanagements Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer ist die Erhaltung der pflanzlichen Artenvielfalt auf Vorlandsalzwiesen³. Es sollen deshalb verschiedene Bestockungsintensitäten bezüglich ihres Einflusses auf die Artenvielfalt evaluiert werden. Im Untersuchungsgebiet können mehrere Flächen abgezäunt und die Versuchsbedingungen repliziert und randomisiert zugewiesen werden. Mehrere Daueraufnahmequadrate werden in jeder Untersuchungseinheit eingerichtet und vor und während des Experimentes vegetationskundlich erfasst. Zur statistischen Analyse stehen somit Ausgangs- und Verlaufsdaten zur Verfügung, die mittels einer „Wiederholungsmessungskovarianzanalyse“ bearbeitet werden können (*repeated measurement analysis of covariance* [17]). Durch logistische Verknüpfungsfunktionen können binäre Daten ebenso analysiert werden (Artvorkommen, Blüte, usw.). In diesem Fall sind experimentelles Design und statistische Analyse somit Standardverfahren der Ökologie.

2. Einfluss eines Kühlturmes auf den Fischbestand eines Flussabschnittes

Die Nutzung von Fließgewässern zur Kühlung von Wassersekundärkreisläufen in Atomkraftwerken führt zur Aufheizung des Flusswassers für mehrere Kilometer⁴. Um lokalen Fischern Ausgleich zahlen zu können, muss der Einfluss auf den Fischbestand ermittelt werden.

Zwei wesentliche Unterschiede bestehen zum Beispiel 1. Erstens ist der Eingriff nicht repliziert, und zweitens ist das Untersuchungsgebiet nicht zufällig gewählt. Gerade dieses zweite Merkmal verbietet die Varianzanalyse [17, 19]. Wissenschaftlich gesprochen geht es um den Einfluss eines Faktors auf einen speziellen Flussabschnitt, nicht um einen möglichen Effekt im allgemeinen. Somit steht als Analyseverfahren nur die Zeitreihenanalyse (*time series analysis*) in ihren vielen Spielformen zur Verfügung, und die Methodik des Monitoring ist davon bestimmt.

Prinzipiell geht es um einen Vergleich des Fischbestandes nach dem Bau des Kühlturmes mit dem fiktiven Zustand ohne Kühlturm. Wäre die gesamte Umwelt identisch, so wäre dies ein vorher/nachher Vergleich (*before-after comparison*). Veränderungen in Flussnutzung, regionalem Klima, Wasserqualität und Quantität usw. können jedoch zu einem Trend in der Zahl der Fische führen, der unabhängig vom zu berechnenden Eingriff ist (Abb. 1a). Um für solche Trends (oder zyklische Bestandsentwicklungen) zu kontrollieren, kann man ein Kontrollgebiet ins Monitoring mit einschließen (z.B. einen Abschnitt stromauf). Diesen gilt es dem Eingriffsgebiet so ähnlich wie möglich zu wählen, und zwar aus folgendem Grund: Wenn der Bestand sich im Kontrollgebiet vor dem Eingriff genauso entwickelt hat wie im Eingriffsgebiet, so kann seine Entwicklung nach dem Eingriff als Referenzwert für das Eingriffsgebiet genutzt werden. Diese Model bezeichnet man als BACI (em before-after control-impact [19]). Statistisch gesehen normiert der Kontrollwert den Eingriffswert (Abb. 2c).

³<http://www.wattenmeer-nationalpark.de/main.htm> → Themen → Vorlandmanagement

⁴http://www.fischnetz.ch/content.d/publ/Publications/uebergreifende%20Projekte/PH_EAWAGNews4.pdf

Analysen dieser Art sind für Ökologen weniger gebräuchlich, und ihre Feinheiten werden auch unter statistisch versierten Ökologen noch diskutiert [24, 19]. Wenn der Trend linear ist (wie in Abb. 2), ist auch die Analyse einfach. Für zyklische oder andere regelmäßige Zeitreihen lässt sich oft eine Funktion finden, die die Datenpunkte annähert. Idealerweise lässt sich die Populationsentwicklung aus den Vorjahresdaten berechnen, und die Zeitreihe vor dem Eingriff wird genutzt um ein Populationsdynamikmodell zu kalibrieren (siehe z.B. Literatur über Lemmingzyklen [23]). Komplizierte Muster, die beispielsweise aus überlagerten Funktionen bestehen, erfordern Datensätze von vielen Jahren und sind somit für die allermeisten Monitoringprogramme nicht realisierbar.

Liegen nur Daten weniger Jahre (< 10) vor dem Eingriff vor, und ist darin kein Trend zu entdecken, so läuft die Analyse des BACI-Typs auf einen Vergleich zweier Datenmengen hinaus: vor gegenüber nach dem Eingriff. Die Kontrolldaten tragen dann kaum mehr zur Bewertung bei. Underwood [24] schlägt ein anderes Muster der Beprobung bei kurzen Zeitreihen vor. Dabei sollen zeitlich weiter auseinanderliegenden Messungen (z.B. alle 5 Jahre) durch kurz nacheinander erfolgende Wiederholungsmessungen (z.B. drei Mal mit einem Monat Abstand) ergänzt werden (Abb. 1). Dies erlaubt eine Abschätzung der Populationsentwicklung auf unterschiedlichen Zeitskalen, die von einer regelmäßigen Messung mit mittleren Abständen nicht möglich wäre. Zudem wird die Variabilität der Messwerte zu jedem Zeitpunkt abschätzbar. Zusammenfassend lässt sich für diese Art von Daten sagen, dass ihre Analyse ein größeres Maß an statistischem Verständnis erfordert, und ein iterativer Prozess ist. Nur Schritt für Schritt lässt sich herausfinden, welche Verfahren anwendbar sind und welche nicht [4]. Ein exzellentes Buch zur Einführung in etwas kompliziertere statistische Analysen ist [5].

IV. Ursachen der Datenvariabilität und ihre Reduzierung

Variabilität entsteht unvermeidbarerweise an zwei Stellen: erstens bei der Erfassung der Variablen (eine Pflanzenart wurde übersehen, ein paar Fische nicht gefangen); diese kann man als Erfassungsfehler (*detection error*) bezeichnen; und zweitens durch das notgedrungenermaßen unvollständige Beprobieren des Gesamtgebietes (Vermessungs- oder Surveyfehler). Die Abschätzung und Einbindung beider Fehlertypen in die statistische Analyse ist wichtig, denn sie erhöht die statistische Auflösung, aber sie ist nicht trivial (siehe z.B. [16, 26]). Eine saubere Statistik gibt den Daten eine Abschätzung ihrer Variabilität mit (üblicherweise 95% Konfidenzintervall oder Standardabweichung).

Um die Variabilität so niedrig wie möglich zu halten, gilt es also mindestens zwei Ansätze: Der Erfassungsfehler kann durch höheren Zeitaufwand bei der Datenerhebung in der kleinsten Untersuchungseinheit verringert werden (d.h. sorgfältigeres Kartieren, z.B. mit zwei Personen; kleinere Maschenweite bei Fischfängen, etc.). Der Surveyfehler hingegen ist nur durch ein ausgeweitetes Monitoring zu reduzieren, d.h. mehr Probennahmen, mehr Transekte. Ein weiterer Schritt zur Fehlerreduzierung ist das Monitoring unter Annahme bestimmter ökologischer Zusammenhänge (*model-based inference*), im Gegensatz zum bisher beschriebenen Monitoring auf der Basis

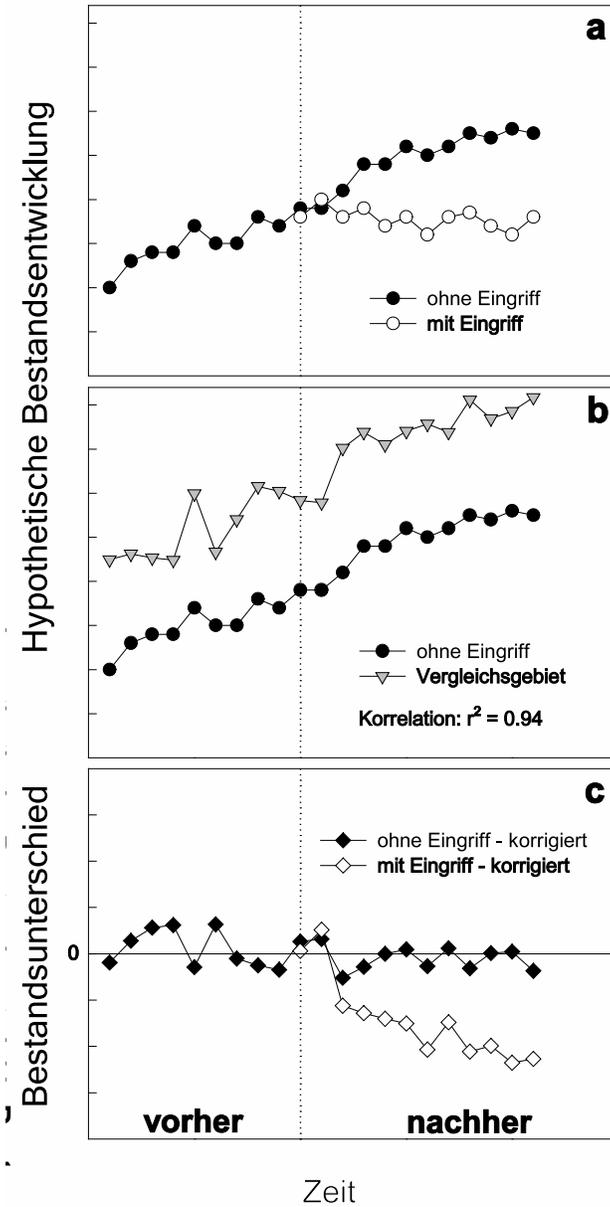


Abbildung 2: Beispielhafte Darstellung der Funktion von Kontrollgebieten im BACI Monitoring. Der Eingriff findet im Jahr 10 des Monitoring statt. Die Entwicklung des vom Eingriff betroffenen Bestandes (in Abbildung a schwarz bis Jahr 10, dann weiß) könnte gut durch eine asymptotisch abflachende Funktion angenähert werden. Es gibt keinen Hinweis auf Effekte des Eingriffs. Erst der Vergleich mit dem Kontrollbestand (in b) zeigt dass der Bestand in Abwesenheit eines Eingriffes zugenommen hätte (schwarz in a). c) Bestandsunterschiede mit und ohne Eingriff, korrigiert für die Entwicklung im Kontrollgebiet (hier berechnet als Eingriffsgebietwert - Kontrollgebietwert + mittlerer Unterschied der Eingriffs- und Kontrollgebietwerte vor dem Eingriff).

eines Probenahmedesigns (*design-based inference* [26]).

Ein Beispiel für *design-based inference* (mit Dank an Nigel Yoccoz): Es soll der Einfluss der Fragmentierung eines Laubwaldes durch Fichtenschonungen auf die Anzahl der Brutgebiete des Waldlaubsängers untersucht werden. Aus Voruntersuchungen oder der Literatur ist bekannt, dass Waldlaubsänger nur in Laubwäldern brüten und dass ihre Dichte linear proportional zur Fläche des Laubwaldes ist. Somit ist für eine Abschätzung des Effektes der Fragmentierung des Laubwaldes nur ein Parameter unbekannt: wie hoch die Dichte der Waldlaubsänger in Laubwäldern ist. Graphisch gesprochen produzieren wir eine Abbildung der Dichte (y-Achse) gegen die Fläche (x-Achse), der y-Achsenabschnitt ist 0 (da die Art nur im Laubwald brütet), und wir interessieren uns für die Steigung der Geraden. Um eine möglichst genaue Abschätzung der Steigung zu erhalten, sollte alle Energie in die Kartierung der größten Laubwaldflächen investiert werden. Wir erhalten Daten, die durch hohe Beprobung gut abgeschätzt werden und die maximal weit vom Ursprung entfernt liegen. Deshalb hat die Steigung eine minimierte Standardabweichung. Alternative wäre ein *design-based monitoring*, bei dem alle Laubwaldfächengrößen beprobt würden, und die Standardabweichung der Steigung größer würde.

Hier entsteht folgendes Problem: Der lineare Zusammenhang zwischen Brutvogeldichte und Fläche wird angenommen. Was, wenn er in diesem speziellen Fall nicht zutrifft? Um sich dagegen zu versichern, wären weitere Datenpunkte in kleineren Flächen angebracht. Wie weit man sich also bei dem Design des Monitoring von Vorergebnissen, Erfahrungen anderer und den daraus errechneten Modellen leiten lässt, ist schwierig zu entscheiden. Das „naive“ Monitoring, dass diese Annahmen nicht macht, ist allerdings uneffektiver. Meines Wissens bestehen für diese Zwickmühle keine Faustregeln oder Standards. Es ist allerdings zu beobachten, dass auf der rein wissenschaftlichen Seite *model-based monitoring* dominiert (Audun Stien, persönliche Mitteilung), während an der angewandt-ökologischen Front auf *design-based monitoring* gesetzt wird.

V. Dateninterpretation

Auch die Dateninterpretation ist von der Fragestellung bestimmt. Wenn es um die Prognose der Entwicklung einer seltenen Tier- oder Pflanzenart geht, so steht die Wahrscheinlichkeit eines Aussterbens im Vordergrund. Geht es um die Abschätzung des Rotwildbestandes, sind Mittelwerte demographischer Kenngrößen vorrangig. Dies erfordert unter Umständen unterschiedliche statistische Herangehensweise. Für den Naturschutz hat sich besonders die „Bayesische Methodik“ als wichtiges Mittel erwiesen (für eine kurze Erläuterung und Literaturhinweise siehe [25]). Für die Dateninterpretation lassen sich keine generellen Leitsätze formulieren, und die Möglichkeiten Unachtsamkeiten zu begehen sind vielfältig. Am ehesten gilt: Einfachheit und Ehrlichkeit.

VI. Entscheidungen auf Basis des Monitorings

Für politische Entscheidungsprozesse, gerichtliche Gutachten oder wirtschaftliche Regressforderungen sind einfache, am besten unverrückbare Aussagen gefordert. Die

Monitoringdaten und ihre Analyse hingegen sind vielschichtig, bisweilen uneindeutig und sicherlich mit einem hohen Maß an Variabilität behaftet. Möglicherweise wurden die Daten ursprünglich für eine andere Fragestellung erhoben, wurden eigentlichen Probleme aus der Aufgabenstellung nicht deutlich oder stellte sich während des Monitorings ein anderes Problem als relevanter heraus. Gleichzeitig werden die Ergebnisse von Vertretern aus einem anderen Lager angezweifelt, hat der Geldgeber seine Unzufriedenheit mit den beteiligten Personen angedeutet usw. Zudem sind die dienstleistenden Ökologen meistens auch Naturliebhaber. Ihr Gefühl neigt meistens zur Ablehnung eines Eingriffs.

Wie kann in diese Situation eine „richtige“ Entscheidung getroffen werden? Die Entscheidung darf nicht der Organisation zufallen, die das Monitoring durchführt (genausowenig wie der Organisation, die den Eingriff plant). Eine nachvollziehbare und dokumentierte Gewichtung aller Argumente und Gutachten durch das Entscheidungsgremium („Audit“) ist besonders in Situationen mit unzureichenden Daten der bestmögliche Ausweg.

Danksagungen

Dieser Artikel entstand aus dem Monitoring-Workshop von Dr. Nigel Yoccoz (NINA, Tromsø) 12./13.12.2001, der Aberdeen Population Ecology Research Unit (APE-RU). Dank schulde ich vor allem Dr. Laurent Crespin und Dr. Audun Stien, beide CEH Banchory, für die häufigen Diskussionen. Dr. Dave Elston, Biological Statistics Scotland, Aberdeen, hat mir oft neue statistische Wege eröffnet und Hintergründe erläutert.

Abstract: Monitoring ecological and statistical issues

Ecological monitoring is a key element in many international treaties on biodiversity and nature conservation. However, precise formulations of monitoring aims are often lacking, leading to potentially inefficient monitoring affords. Here, I want to raise awareness on the ecological and statistical problems of environmental impact assessment monitoring. Ways to improve monitoring design are sketched. If data collection and interpretation are carried out by the same organisation, quality of data analysis and transparency of decision making are likely to suffer.

Literatur

- [1] M. Begon, J.L. Harper, and C.R. Townsend, *Ökologie: Individuen, Populationen, Lebensgemeinschaften*, Birkhäuser, Basel, 1991.
- [2] G.E.P. Box and G.C. Tiao, *Intervention analysis with applications to economic and environmental problems*, Journal of the American Statistical Association **70** (1975), 70–79.
- [3] C.A. Burga and A. Kratochwil (eds.), *Biomonitoring: General and applied aspects on regional and global scales*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 2001.

- [4] C. Chatfield, *The analysis of time series: an introduction*, 5th edition ed., Chapman and Hall, London, 1996.
- [5] M.J. Crawley, *Statistical computing: An introduction to data analysis using s-plus*, John Wiley & Sons, New York, 2002.
- [6] H. Cyr, *Does inter-annual variability in population density increase with time?*, *Oikos* **79** (1997), 549–558.
- [7] C.L. Elzinga, D.W. Salzer, J.W. Willoughby, and J.P. Gibbs, *Monitoring plant and animal populations*, Blackwell, Oxford, 2001.
- [8] R. Ferris and J.W. Humphrey, *A review of potential biodiversity indicators for application in british forests*, *Forestry* **72** (1999), 313–328.
- [9] K.J. Gaston and B.H. McArdle, *The temporal variability of animal abundances: measures, methods and patterns*, *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* **345** (1994), 335–358.
- [10] F. Klötzli, *Biomonitoring - tasks and limits*, *Biomonitoring: General and Applied aspects on Regional and Global Scales* (C.A. Burga and A. Kratochwil, eds.), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 2001, pp. 5–16.
- [11] J. H. Lawton, D.E. Bignell, B. Bolton, G.F. Bloemers, P. Eggleton, P.M. Hammond, M. Hodda, R.D. Holt, T.B. Larsen, N.A. Mawdsley, N.E. Sork, D.S. Srivastava, and A.D. Watt, *Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forests*, *Nature* **391** (1998), 72–76.
- [12] B.H. McArdle and K.J. Gaston, *The temporal variability of densities: back to basics*, *Oikos* **74** (1995), 165–171.
- [13] J.D. Nichols, *Science, population ecology and the management of the american black duck*, *Journal of Wildlife Management* **55** (1991), 790–799.
- [14] J.D. Nichols, F.A. Johnson, and B.K. Williams, *Managing north american waterfowl in the face of uncertainty*, *Annual Review of Ecology and Systematics* **26** (1995), 177–199.
- [15] G.P. Quinn and M.J. Keough, *Experimental design and data analysis for biologists*, Cambridge Univ. Press, Cambridge, 2002.
- [16] J.R. Skalski, *Estimating wildlife populations based on incomplete area surveys*, *Wildlife Society Bulletin* **22** (1994), 192–203.
- [17] R.R. Sokal and F.J. Rohlf, *Biometry*, 3rd edn ed., Freeman, New York, 1995.
- [18] T.R.E. Southwood and P.A. Henderson, *Ecological methods*, Blackwell, Oxford, 2000.
- [19] A. Stewart-Oaten and J.R. Bence, *Temporal and spatial variation in environmental impact assessment*, *Ecological Monographs* **71** (2001), 305–339.

- [20] W.J. Sutherland, *Ecological census techniques*, Cambridge Univ. Press, Cambridge, 1996.
- [21] S.K. Thompson, *Sampling*, John Wiley& Sons, New York, 1992.
- [22] S.K. Thompson and G.A.F. Seber, *Adaptive sampling*, John Wiley& Sons, New York, 1996.
- [23] P. Turchin, L. Oksanen, P. Ekerholm, T. Oksanen, and H Henttonen, *Are lemmings prey or predators?*, *Nature* **405** (2000), 562–565.
- [24] A.J. Underwood, *Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations*, *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* **42** (1991), 569–587.
- [25] P.R. Wade, *Bayesian methods in conservation biology*, *Conservation Biology* **14** (2000), 1308–1316.
- [26] N.G. Yoccoz, J.D. Nichols, and T. Boulinier, *Monitoring of biological diversity in space and time*, *Trends in Ecology & Evolution* **16** (2001), 446–453.