

**GTZ-Vorhaben zur praktischen Umsetzung der
BioSt-NachV - Teilprojekt Flächenbezogene
Anforderungen (§§ 4-7 + 10)**

**Methoden zum Nachweis des Biodiversitätsstatus
von Land**

- FINAL DRAFT -

Darmstadt, August 2009

erstellt von

Klaus J. Hennenberg, Uwe R. Fritsche, Daniel Bleher, Julia
Busche, Sandra Hook und Rocio Herrera
Öko-Institut (Institut für angewandte Ökologie e.V.)

Monika Bertzky, Jörn Scharlemann und Barney Dickson
**UNEP World Conservation Monitoring Centre
(UNEP-WCMC)**

im Auftrag von



Öko-Institut e.V.

Büro Darmstadt
Rheinstraße 95
D-64295 Darmstadt
Tel.: (06151) 8191-0
Fax: (06151) 8191-33

gefördert durch



Geschäftsstelle Freiburg
Merzhauserstr. 173
D-79100 Freiburg
Tel.: +49-(0)761-452950
Fax: +49-(0)761-475437

Büro Berlin
Novalisstraße 10
D-10115 Berlin
Tel.: +49-(0)30-280486-80
Fax: +49-(0)30-280486-88

www.oeko.de

Inhaltsverzeichnis

1	Anlass und Zielsetzung	1
2	Detailanalyse der BioSt-NachV: Methoden zum Nachweis des Biodiversitätsstatus von Land	2
2.1	Methoden zur Abschätzung von Biodiversität mittels Fernerkundung	3
2.2	Methoden zur Abschätzung von Biodiversität auf lokaler Ebene	8
2.2.1	<i>Die Identifikation von Key Biodiversity Areas (KBAs)</i>	8
2.2.2	<i>Die Identifikation von High Conservation Value (HCV) Flächen</i>	11
2.2.3	<i>Die Identifikation von High Nature Value (HNV) Flächen</i>	12
2.2.4	<i>Conservation International's Rapid Assessment</i>	14
2.2.5	<i>Biodiversitäts-orientierte Impact Assessments</i>	15
2.2.6	<i>Gap-Analysen zur Identifizierung schützenswerter Flächen</i>	18
2.3	Bereits existierende Abschätzungen von national seltenen oder bedrohten Arten und Ökosystemen	20
3	Allgemeine Schwächen momentan verfügbarer Methoden zum Nachweis des Biodiversitätsstatus von Land und potenzielle Methoden in Anbetracht der identifizierten Schwächen.....	23
4	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	28
4.1	Schlussfolgerungen	28
4.2	Empfehlung	30
5	Literaturverzeichnis	33

1 Anlass und Zielsetzung

Das Europäische Parlament und der Europäische Rat haben im Dezember 2008 die EU-Richtlinie zur Förderung der Erneuerbaren Energiequellen (Richtlinie 2009/28/EG = Directive on the promotion of the use of energy from renewable sources - RES-D) beschlossen, die Nachhaltigkeitsanforderungen für flüssige Bioenergieträger enthält und den Nachweis ihrer Einhaltung fordert.

Im Rahmen der EEG-Novelle wurde die Berechtigung zur Erlangung des NaWaRo-Bonus für Strom aus flüssigen Bioenergieträgern an die Einhaltung von Nachhaltigkeitskriterien gebunden, die i.W. auf denen der EU RES-D beruhen. Für die Umsetzung der entsprechenden deutschen Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung (BioSt-NachV) bedarf es eines **staatlichen Anerkennungssystems** für operative Zertifizierungssysteme.

Das BMU beauftragte die GTZ mit der Unterstützung bei der Umsetzung der BioSt-NachV (im Folgenden als Verordnung bezeichnet). Ziel des Vorhabens ist es, ein staatliches Anerkennungssystem zur Prüfung und Anerkennung von operativen Zertifizierungssystemen zu entwickeln. Dabei werden operative Zertifizierungssysteme für nachhaltige Biomasseproduktion gegenüber den deutschen bzw. europäischen Anforderungen bewertet, geprüft und ggf. anerkannt.

Das Öko-Institut wurde von GTZ beauftragt, das Arbeitspaket *Flächenbezogene Anforderungen* (§ 4-7 und 10) im Rahmen des Vorhabens zur praktischen Umsetzung der BioSt-NachV (Kurz: „TP Flächen“) zu bearbeiten (siehe Angenommenes Angebot vom 07.05.2009). Die Arbeiten des Öko-Instituts sind als Input in die Entwicklung des staatlichen Anerkennungssystems eingeflossen. Alle offiziellen Informationen zur Umsetzung der BioSt-NachV sind auf der web-page der zuständigen Behörde BLE zu finden.

Die Arbeiten in TP Flächen gliedern sich in die folgenden Arbeitspakete:

- AP1: Detailanalyse der Verordnung und operativer Zertifizierungssysteme
- AP2: Analyse bestehender Datenquellen und Methoden
- AP3: Lösungsvorschläge und Vorarbeiten zur Einbindung in ein staatliches Anerkennungssystem
- AP4: Unterstützung einer Pilotanwendung
- AP5: Ausarbeitung von Übergangslösungen
- AP6: Überschneidungen und Informationstransfer zu anderen Teilprojekten
- AP7: Abstimmung und Kommunikation, interne Workshops und Arbeitstreffen

Die **Detailanalyse der Verordnung (Dokument AP1-1)** bedarf einer Analyse offener Fragen, Interpretationsspielräume und Präzisionsbedarfe in der Verordnung. Diese betrifft unter anderem:

- Die Identifikation von Methoden zur Bestimmung des „Biodiversitätsstatus von Land“, besonders zum Nachweis von
 - Einheimischen Baumarten auf bewaldeten Flächen (§ 4 Abs. 3);
 - Anzeichen menschlicher Aktivitäten auf bewaldeten Flächen (§ 4 Abs. 3);
 - Intaktheit ökologischer Prozesse auf bewaldeten Flächen (§ 4 Abs. 3);
 - Seltenen, bedrohten oder gefährdeten Arten und Ökosystemen (§ 4 Abs. 4).

Der Begriff „Biodiversitätsstatus von Land“ soll im Folgenden stets die obigen Attribute umfassen.

Das vorliegende Dokument stellt eine vergleichende Diskussion verfügbarer Methoden zur Identifikation des Biodiversitätsstatus von Land dar, die als Grundlage zur Herleitung von Kriterien, von Indikatoren und insbesondere von Nachweisen dienen soll.

2 Detailanalyse der BioSt-NachV: Methoden zum Nachweis des Biodiversitätsstatus von Land

Für den Nachweis des Biodiversitätsstatus von Land im Rahmen der BioSt-NachV kann zwar für eine Art Voreinstellung in einigen Fällen auf existierende Daten zurückgegriffen werden, jedoch verbleiben noch immer Fälle, in denen existierende Informationen nicht ausreichen, um den Zustand von Flächen eindeutig zu klären. Im Folgenden werden heute verfügbare Methoden zur Analyse des Biodiversitätsstatus von Land vorgestellt und diskutiert. Stärken und Schwächen der jeweiligen Methoden werden vergleichend hervorgehoben. Es geht im Besonderen um Biodiversität von bewaldeten Flächen und um Naturschutzzwecken dienende Flächen. Der entsprechende Paragraph der BioSt-NachV ist in Box 1 wiedergegeben und die wichtigsten Abschnitte sind fettgedruckt. Innerhalb des Paragraphen 4(4) geht es hauptsächlich um die Identifikation von Flächen für den Schutz seltener, bedrohter oder gefährdeter Ökosysteme oder Arten außerhalb legal ausgewiesener Schutzgebiete.

Box 1: Paragraph 4 der BioSt-NachV

(3) Bewaldete Flächen sind**1. Primärwälder und****2. sonstige naturbelassene Flächen,****a) die mit einheimischen Baumarten bewachsen sind,****b) in denen es kein deutlich sichtbares Anzeichen für menschliche Aktivität gibt und****c) in denen die ökologischen Prozesse nicht wesentlich gestört sind.**

(4) Naturschutzzwecken dienende Flächen sind Flächen, die durch Gesetz oder von der zuständigen Behörde für Naturschutzzwecke ausgewiesen worden sind. Sofern die Kommission der Europäischen Gemeinschaften auf Grund des Artikels 18 Absatz 4 Unterabsatz 2 Satz 3 der Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG (ABl. L 140 vom 05.06.2009, S. 16) **Flächen für den Schutz seltener, bedrohter oder gefährdeter Ökosysteme oder Arten**, die

1. in internationalen Übereinkünften anerkannt werden oder

2. in den Verzeichnissen zwischenstaatlicher Organisationen oder der Internationalen Union für die Erhaltung der Natur aufgeführt sind,

für die Zwecke des Artikels 17 Absatz 3 Buchstabe b Nummer ii dieser Richtlinie anerkennt, gelten diese Flächen auch als Naturschutzzwecken dienende Flächen. Absatz 1 gilt nicht, sofern Anbau und Ernte der Biomasse den genannten Naturschutzzwecken nicht zuwiderlaufen.

Im Allgemeinen lässt sich unterscheiden zwischen solchen Methoden, die Fernerkundungsdaten zur Abschätzung des Biodiversitätsstatus verwenden, und solchen, die eine Abschätzung der Biodiversität auf lokaler Ebene durchführen. Der BioSt-NachV zufolge sind Nachweise zum Zustand von Flächen zum Referenzzeitpunkt 1. Januar 2008 zu erbringen, sowie ab dann bis zum Zeitpunkt des geplanten Anbaus von Biomasse.

2.1 Methoden zur Abschätzung von Biodiversität mittels Fernerkundung

Existierenden Methoden, die hier relevant sein können, seien einige generelle Bemerkungen vorangestellt (und siehe auch die Tabellen 1 bis 3 im Hintergrundpapier „BioSt-NachV Fernerkundungsmonitoring“).

Zeitbezug: Es kann nicht garantiert werden, dass Satellitenbilder für einen bestimmten Zeitpunkt in der Vergangenheit erhältlich sind, wie etwa für den 01. Januar 2008 bzw. zu einem anderen Termin im Jahr 2008 (siehe BioSt-NachV, § 3, Abs. 2). Dies begründet sich zum einen in der Tatsache, dass die am häufigsten zum Zwecke der Beobachtung der Erde genutzten Satelliten bei der Umkreisung der Erde unterschiedlich viel Zeit benötigen, zwischen einem Tag (MODIS) und 16 Tagen (Landsat), bis ein Punkt wiederholt überflogen wird. Zudem werden bei vielen Satelliten Daten nur auf Bestellung (Tasking) erhoben bzw. gespeichert. Zwar gibt es geostationäre Satelliten, hauptsächlich Wettersatelliten, die über dem selben Ort der Erde verbleiben, diese haben jedoch für gewöhnlich nicht die Sensoren an Board, die für die Identifikation von Landbedeckung (geschweige denn für die Aufnahme spezifischerer Biodiversität-

sinformationen) benötigt werden. Zum anderen gibt es nach wie vor Probleme mit der Qualität der Daten aufgrund von Wolkenbedeckung, speziell über tropischen Regionen, die so weit reichen, dass einige Teile der Welt noch nie mit optischer Fernerkundungstechnologie beobachtet werden konnten. Um diesen Informationslücken entgegenzuwirken, muss mit "composite imagery" gearbeitet werden, die über einen Zeitraum von Tagen bis Monaten oder sogar Jahren aufgenommen worden sein muss (für Bilder von höchster Auflösung). Der resultierende Aufwand ist entsprechend groß und der Zeitbezug kann noch weniger sichergestellt werden.

Auflösung: Die verschiedenen verfügbaren Sensoren besitzen unterschiedliche räumliche Eigenschaften (60cm bis 8km), spektrale Eigenschaften (von Infrarot bis Ultraviolett und mit verschiedenen Bandbreiten) und zeitliche Eigenschaften (Wiederholungsfrequenzen von 1 Minute für geostationäre bis 16 Tage (Landsat) oder nach Anfrage (Quickbird, Ikonos)).

Validierung von Fernerkundungsdaten: "Ground truthing" von Fernerkundungsdaten wird als essentiell betrachtet und sollte grundsätzlich zur Validierung der genutzten Daten durchgeführt werden. Die qualitativ hochwertigsten Fernerkundungsdaten verlieren an Wert, wenn sie nicht validiert wurden.

Kosten: Die Kosten von Satellitenbildern sind massgeblich beeinflusst von Auflösung und Qualität der Daten. Während Rohdaten von AVHRR, MODIS und Aster kostenfrei erhältlich sind, kostet ein Bild einer Fläche von 1 km² aufgenommen durch Quickbird bis zu \$17 für archivierte und bis zu \$28 für aktuelle Abbildungen. Beachtet werden sollte außerdem, daß es sich bei Satellitenbildern um Rohdaten handelt, deren Nutzbarkeit von ihrer Analyse abhängt. Zusammen mit der Validierung der Daten ergeben sich hieraus zwei weitere indirekte Kostenpunkte. Auch der zeitliche Aufwand der Datenanalyse und Validierung sollte bedacht werden.

Vergleich von Fernerkundungsdaten: Ein realistischer Vergleich von Fernerkundungsdaten verschiedener Sensoren und Satelliten über Zeit ist kaum möglich, da Fortschritte in der Technologie kontinuierlich zur Verbesserung von räumlicher, zeitlicher und spektraler Auflösung führen. Obwohl z.B. aktuell verfügbare globale Landbedeckungskarten, wie etwa GLCC von 1990 basierend auf Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) -Daten, GLC2000 von 2000 basierend auf Système pour l'Observation de la Terre (SPOT) -Daten und GlobeCover von 2005 basierend auf Envisat eine ähnliche Landbedeckungs-Klassifizierung verwenden, sind die resultierenden Karten aufgrund der verwendeten Satellitensensoren mit jeweils verschiedener spektraler und räumlicher Auflösung nicht direkt vergleichbar.

Landbedeckung vs. Landnutzung: Fernerkundungsdaten können bestenfalls Landbedeckung erfassen, nicht jedoch Landnutzungsformen. So kann durch Fernerkundung zwar, z.B. Grünland erfasst werden, nicht aber ob es sich um natürliches oder künstlich geschaffenes Grünland handelt. Fehler können hierbei zudem noch immer auftreten, z.B. durch Verwechslung von Grünland mit Ackerland, wie etwa Getreidefeldern.

Bezug zur BioSt-NachV:

Aus den generellen Bemerkungen geht hervor, dass Fernerkundungsdaten zum Nachweis des Biodiversitätsstatus nur limitiert von Nutzen sein können. Im Folgenden wird diese limitierte Nutzbarkeit für speziell die Parameter, die im Rahmen des §4 der BioSt-NachV von Interesse sind, beleuchtet.

Waldbedeckung: Für die Abbildung von Waldbedeckung kann das Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) Vegetation Continuous Field (VCF) Produkt verwendet werden. Dieses ist verfügbar für das Jahr 2000 und bildet VCF von 0-80% (= Maximalwert für dichte Waldbedeckung) mit einer räumlichen Auflösung von 500m ab. Zur Zeit besteht jedoch keine Information darüber, ob diese Daten von der Universität Maryland weiter aktualisiert werden. Die Daten wurden für tropische Regenwälder überprüft und validiert durch Landsat-Daten von höherer Auflösung (Hansen *et al.* 2008). Zur Konvertierung von VCF in Waldbedeckung ist der VCF-Wert durch 0,8 zu teilen.

Ein weiteres verfügbares Produkt, welches zur Vormaskierung von Wald verwendet werden kann, ist GlobCover (unter Verwendung von ENVISAT MERIS Daten). Das Produkt wurde für das Jahr 2005 erstellt. Mit einer Auflösung von lediglich 300m ist die Nutzbarkeit jedoch auch hier deutlich begrenzt.

Waldtypen: Während die Waldbedeckung entsprechend mit existierenden Datensätzen beschrieben werden kann, stellt sich jedoch bereits die Unterscheidung, ob es sich um Primärwald oder Sekundärwald handelt, sehr komplex dar. Vergleichende Studien mit dem Ziel, die Genauigkeit von Sensoren für die Identifizierung verschiedener Waldtypen (z.B. Primär- und Sekundärwald) zu testen, bestätigen dieses Erkenntnis (z.B. Thenkabail *et al.* 2004). Ein Versuch der Unterscheidung zwischen Waldtypen per Fernerkundung bezieht sich auf "Intact Forest Landscapes" im Gegensatz zu deutlich menschlich beeinflussten Waldregionen (Potapov *et al.* 2008)¹. Verwendet wurde Datenmaterial des Landsat Thematic Mapper von 1990 in Kombination mit Enhanced Thematic Mapper+ aus dem Jahr 2000 (beide mit 30m Auflösung). Der Datensatz und seine Anwendbarkeit mit Bezug zur BioSt-NachV wird im Dokument „Analyse bestehender Datenquellen und Methoden – Analyse globaler Datensätze“ diskutiert.

Anzeichen für menschliche Aktivitäten in Wäldern: Eine vereinfachte Annäherung an Informationen zum Erhaltungsstatus von Wald über Fernerkundung, und zugleich mit direktem Bezug zu Paragraph 4 der Verordnung, besteht in der Erfassung von Anzeichen für menschliche Aktivitäten in Wäldern, wie etwa Fragmentierung (z.B. Jha *et al.* 2005), selektive Abholzung (z.B. Asner *et al.* 2005), und Feuer (z.B. Lentile *et al.* 2009). In letzterem Fall ist es dann jedoch wiederum nötig, zwischen natürlichem und menschlich verursachtem Feuer zu unterscheiden. Hier wird häufig die Nähe zu Infrastruktur als Indikator für menschlich verursachte Feuer genutzt (z.B. Burns *et al.*

¹ Ergebnisse und Karten, die im Rahmen des Projekts erstellt wurden, sind im Internet frei verfügbar unter: <http://www.intactforests.org/>

2005). Selbiger Indikator wird außerdem genutzt, um allgemein menschlich beeinflusste von unbeeinflussten Waldflächen zu unterscheiden. Potapov *et al.* (2008) schliessen daher solche Waldregionen, in denen innerhalb der letzten 30-70 Jahren Feuer zum Austausch von Waldbeständen geführt haben, und die im Umfeld von Infrastruktur oder entwickelten Gegenden gelegen sind, von den Intact Forest Landscapes aus. Feuer als Anzeichen für menschliche Aktivitäten bildet den einzigen Indikator, der per Fernerkundung auch auf nicht-bewaldeten Flächen nachgewiesen werden kann.

Für Wälder lässt sich verallgemeinert angeben, dass folgende Attribute mit Fernerkundungsdaten erfasst werden können (nach Kennedy *et al.* 2009):

- Veränderungen in Form oder Größe von Flächen eines bestimmten Bedeckungstypus (feinkörnig mit IKONOS, Quickbird oder Airphoto)
- Langsame Veränderungen des Bedeckungstypus oder in der Artenzusammensetzung (feinkörnig mit Quickbird, IKONOS oder Airphoto; mittlerer Körnung multispektral mit Landsat, SPOT oder ASTER; oder mittlerer Körnung hyperspektral mit AVIRIS)
- Abrupte Veränderungen im Status der Waldbedeckung (feinkörnig mit Quickbird, IKONOS oder Airphoto; mittlerer Körnung multispektral oder hyperspektral mit Landsat, SPOT, ASTER oder AVIRIS; grobkörnig mit MODIS oder SPOT VEGETATION)
- Langsame Veränderungen im Zustand eines einzelnen Bedeckungstypus (feinkörnig mit Quickbird, IKONOS oder Airphoto; mittlerer Körnung multispektral oder hyperspektral mit Landsat, SPOT, ASTER oder AVIRIS; grobkörnig mit MODIS oder SPOT VEGETATION)
- Veränderungen in zeitlichem Ablauf oder Ausmaß saisonaler Prozesse (grobkörnig mit MODIS oder SPOT VEGETATION)

Bei allen diesen Attributen handelt es sich um Beobachtungen über einen gewissen Zeitraum. Demzufolge könnten die Beobachtungen dieser Veränderungen zwar ab jetzt bis zum geplanten Anbauzeitpunkt einen wichtigen Beitrag zur Umsetzung der BioSt-NachV leisten, da sie jedoch keine Momentaufnahmen rückwirkend liefern, sind sie zur Erfassung des Zustands der Biodiversität (hier bezüglich menschlicher Aktivitäten) zum Referenz-Zeitpunkt Januar 2008 nicht von Nutzen.

Heimische, seltene, bedrohte und gefährdete Arten: Ansätze zur Abschätzung von Biodiversität auf der Ebene der Arten unter Verwendung von Fernerkundungsdaten lassen sich allgemein unterteilen in direkte und indirekte Ansätze: Direkte Ansätze versuchen, anhand von Fernerkundungsdaten direkt Arten zu unterscheiden und zu kartieren. Zum Beispiel hat die kontinuierliche Verbesserung der Sensortechnologie bereits zu ersten Erfolgen in der Identifikation von bestimmten Pflanzenarten anhand von Fernerkundungsdaten von Quickbird und IKONOS geführt (Gillespie *et al.* 2008). Zur Zeit sind die Kosten und der Analyseaufwand des Bildmaterials jedoch noch zu hoch, um Operabilität zu gewährleisten und somit globale Anwendbarkeit zu ermögli-

chen. Indirekte Ansätze versuchen dagegen, durch Bildmaterial von Satellitensensoren die Verbreitung von Arten und Biodiversität zu modellieren (Gillespie *et al.* 2008). Hierzu werden Fernerkundungsdaten mit zusätzlichen Messungen auf lokaler Ebene kombiniert (z.B. Asner *et al.* 2009)². Auf diese Weise wird versucht, Informationen aus Fernerkundungsdaten mit lokaler Biodiversität zu korrelieren, so dass bestimmte Informationen aus Fernerkundungsdaten als Proxy-Indikatoren für lokale Biodiversität verwendet werden, und Biodiversität derart modelliert werden kann. Diese Studien sind jedoch hochgradig lokalspezifisch und eine an einem Ort identifizierte Korrelation kann keinesfalls generalisiert angewandt werden. Bisher ist es also nicht möglich, seltene, bedrohte oder gefährdete Arten allein durch Fernerkundungsdaten zu identifizieren. Dies gilt für bewaldete wie auch nicht bewaldete Flächen.

Seltene, bedrohte oder gefährdete Ökosysteme: Basis dafür, dass per Fernerkundung seltene, bedrohte oder gefährdete Ökosysteme identifiziert werden können, ist eine eindeutige Bestimmung, welche Ökosysteme selten, bedroht oder gefährdet sind. Darüber hinaus können Ökosysteme sehr kleine oder sehr große Einheiten sein. Bisher ist es entsprechend nicht möglich, seltene oder gefährdete Ökosysteme allein per Fernerkundungstechnologie zu identifizieren. Ausnahmen können dann bestehen, wenn der Bedrohungsstatus national definiert und die Einheit auf Satellitenbildern deutlich abgrenzbar ist. Dies gilt für bewaldete wie auch nicht bewaldete Flächen.

Ökologische Prozesse und weitere spezifische Informationen: Noch spezifischere Informationen, die für die Umsetzung der BioSt-NachV von besonderem Interesse wären, wie z.B. ob ökologische Prozesse auf bewaldeten wie auch nicht bewaldeten Flächen intakt sind oder nicht, oder ob es sich bei Waldflächen um "leere Wälder" handelt (z.B. Datta *et al.* 2008), das heißt solche Wälder, deren Bedeckungsgrad zwar den Eindruck von Intaktheit erweckt, in denen jedoch Tierarten so stark bejagt wurden oder werden, dass sie nicht oder nur noch in minimaler Anzahl vorkommen, lassen sich nicht fernerkundlich erfassen.

Für eine vergleichende Übersicht der wichtigsten Eigenschaften, sowie Stärken und Schwächen der bekanntesten heute verfügbaren Satelliten und Sensoren wird auf die Tabellen 1 bis 3 im Hintergrundpapier „BioSt-NachV Fernerkundungsmonitoring“⁴ verwiesen.

² Methoden zur Abschätzung von Biodiversität auf lokaler Ebene werden unter 2. beschrieben.

2.2 Methoden zur Abschätzung von Biodiversität auf lokaler Ebene

Im Folgenden werden verschiedene bekannte Methoden der Abschätzung von Biodiversität auf lokaler Ebene vorgestellt. Bei den Methoden handelt es sich um

1. Die Identifikation von Key Biodiversity Areas (KBAs);
2. Die Identifikation von High Conservation Value (HCV) Flächen;
3. Die Identifikation von High Nature Value (HNV) Flächen;
4. Conservation International's „Rapid Assessment“ –Methode;
5. Biodiversitäts-orientierte Impact Assessments; und
6. Schutzgebiets-Gap Analysen.

Es werden jeweils Stärken und Schwächen aufgeführt, die sich unter anderem auf die Anwendbarkeit der Methode im Hinblick auf die Anforderungen der BioSt-NachV beziehen.³

2.2.1 Die Identifikation von Key Biodiversity Areas (KBAs)

Der Key Biodiversity Areas –Ansatz wurde entwickelt, um solche Flächen zu identifizieren, die für den Erhalt von Arten besonders wichtig sind. Die Entwicklung des Ansatzes basiert auf der Methode zur Identifizierung von Important Bird Areas (IBAs) durch BirdLife International, einer nichtstaatlichen Naturschutzorganisation, die bereits auf über 25 Jahre Erfahrung mit der Identifizierung dieser Flächen zurückblickt. Der KBA –Ansatz ist unterdessen vielerorts akzeptiert und neben IBAs werden auch Important Plant Areas (IPAs) und Important Sites for Freshwater Biodiversity zu KBAs gezählt. Solche Flächen, die mindestens 95% der Population von einer oder mehr Arten beherbergen, die laut der Roten Liste der IUCN als „kritisch bedroht“ oder „bedroht“ gelten, werden als „Alliance for Zero Extinction“ –Flächen bezeichnet. Alle „Alliance for Zero Extinction“ -Flächen sind zugleich auch KBAs.

Bis heute wurden bereits in etwa 170 Ländern KBAs identifiziert. Die Identifizierung bezieht sich jedoch häufig nur auf IBAs und der Prozess ist entsprechend – insbesondere für andere Artengruppen – noch nicht abgeschlossen. Die bisher identifizierten KBAs überlappen zum Teil mit bereits existierenden Schutzgebieten, zum Teil identifizieren sie jedoch auch Flächen, die zusätzlich zu Schutzgebieten aufgrund ihrer Biodiversitätswerte unter Schutz gestellt werden sollten (Langhammer *et al.* 2007). Es

³ In der BioSt-NachV werden im Hinblick auf den Schutz von seltener, bedrohter oder gefährdeter Ökosysteme oder Arten als Bezugsquellen internationalen Übereinkünften, Verzeichnissen zwischenstaatlicher Organisationen und Verzeichnisse der Internationalen Union für die Erhaltung der Natur aufgeführt. Aus fachlicher Sicht wäre zudem aber auch die Berücksichtigung nationaler Listen, insbesondere wenn sie einen rechtlichen verbindlichen Status haben, sinnvoll. In der vorliegenden Bewertung werden diese Listen nicht berücksichtigt, es wird aber an dieser Stelle ein Prüfungsbedarf durch das BMU unterstrichen, inwieweit entsprechende nationale Listen berücksichtigt werden können/sollen.

sind gerade die Flächen außerhalb bereits existierender Schutzgebiete, die im zweiten Teil des § 4 Abs. 4 Satz 2 der BioSt-NachV von Bedeutung sind.

Der Prozess zur Identifikation der KBAs betrachtet als wichtigste Prinzipien die Vulnerabilität von Arten sowie „Unersetzbarkeit“/„Einzigartigkeit“ von Flächen für den Erhalt von Arten. Weitere Prinzipien sind Komplementarität (in dem Sinne, als daß die Priorität der Unterschutzstellung von vorhergegangenen Entscheidungen abhängig gemacht wird), Iteration (in dem Sinne, als dass die Priorität der Unterschutzstellung sich ändern kann, wenn weitere KBAs unter Schutz gestellt werden, oder neue Daten verfügbar sind, die eine Re-evaluierung ermöglichen), „Accountability“/„Transparenz und Nachprüfbarkeit“ sowie Wiederholbarkeit der Methode. (Langhammer *et al.* 2007)

Um den KBA Kriterien zu entsprechen, muss eine Fläche

- Eine oder mehrere global bedrohte Arten beherbergen;
- Eine oder mehrere endemische Arten beherbergen, dessen Areal im globalen Vergleich auf diese Fläche oder die umliegende Region begrenzt ist;
- Bedeutende Ansammlungen von Arten beherbergen (z.B. durch wichtige Migrationsrastplätze, Nistplätze, Aufzucht- oder Brutgebiete); und/oder
- Global bedeutsame Beispiele einzigartiger Habitattypen und Artengemeinschaften beherbergen.

Die folgende Tabelle stellt die genauen Kriterien, sub-Kriterien und Grenzwerte zur Identifikation von KBA Flächen vor (nach Langhammer *et al.* 2007).

Tabelle 2-1 Kriterien zur Identifizierung von Key Biodiversity Areas (KBAs)

Kriterium	Sub-Kriterien	Vorläufige Grenzwerte um KBA Status auszulösen
Vulnerabilität	/	Stark gefährdete und gefährdete Arten – Präsenz eines einzelnen Individuums Vulnerable Arten – 30 Individuen oder 10 Paare
Unersetzbarkeit	a) Arten mit begrenztem Verbreitungsareal	Arten mit einem globalen Verbreitungsareal von weniger als 50,000 km ² 5% der globalen Population auf der Fläche
	b) Arten mit grosser, aber gruppierter Verbreitung	5% der globalen Population auf der Fläche
	c) Global bedeutende Ansammlungen	1% der globalen Population saisonal auf der Fläche
	d) Global bedeutende Ursprungspopulationen	Fläche ist verantwortlich für den Erhalt von 1% der globalen Population
	e) Bioregional begrenzte Ansammlungen	Zu definieren

Die folgende Tabelle stellt Stärken auch Schwächen der Methode einander gegenüber (zusammengestellt aus Langhammer *et al.* 2007 und Knight *et al.* 2007).

Tabelle 2-2 Stärken und Schwächen der KBA-Ansatzes

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> • Der Ansatz ist aus langjähriger Erfahrung mit der Identifikation von IBAs erwachsen • Es wird der Flächen- und Naturschutzbedarf einzelner Arten beachtet • Basiert auf existierenden Daten, d.h. sogar mit unvollständigen Daten kann die Abschätzung beginnen und Daten können nachträglich ergänzt werden • Vergleichsweise geringer Kosten- und Zeitaufwand 	<ul style="list-style-type: none"> • Möglichkeiten und Hindernisse bei der Umsetzung von Maßnahmen, die sich aus der Identifikation von KBAs ergeben, werden erst im Anschluß an den Einschätzungsprozeß in Betracht gezogen • Im Bereich der Landschafts-Konnektivität ist der Ansatz wenig flexibel • Fehlerhaftigkeit durch die Anwendung globaler Daten auf lokale Begebenheiten ohne Hinzuziehung von lokalem Expertenwissen • Ökosysteme und deren Gefährdung, Anzeichen menschlicher Aktivität oder die Intaktheit von Ökosystemprozessen werden nicht identifiziert • Eine KBA-Identifizierung in einer Region schließt nicht aus, dass seltene, bedrohte oder gefährdete Arten auch auf anderen Flächen in der Region anzutreffen sind.

Zusammenfassung: Der KBA-Ansatz berücksichtigt bedrohte und endemische Arten, sowie Flächen, die zum Erhalt von Arten besonders wichtig sind und stellt hierfür klare Kriterien und Indikatoren zur Verfügung. Keine klaren Kriterien gibt es jedoch für die Identifizierung „Global bedeutsamer Beispiele einzigartiger Habitattypen und Artengemeinschaften“, wie sie für § 4 Abs. 4 der BioSt-NachV in Bezug auf seltene, bedrohte oder gefährdete Ökosysteme von großem Interesse wären.

Identifizierte KBAs im Sinne des § 4 Abs. 4 Satz 2 der BioSt-NachV sind in jedem Fall zu berücksichtigen. Allerdings ist ein durchgeführte KBA-Erhebung im Sinne des § 4 Abs. 4 Satz 2 der BioSt-NachV nicht als ausreichend einzustufen, da bei der Identifizierung eine Prioritätensetzung vorgenommen wird. Dies bedeutet, dass KBAs als die wichtigsten Flächen für den Erhalt von Arten identifiziert werden, während aber durchaus auch ausserhalb von KBAs noch seltene, bedrohte oder gefährdete Arten vorkommen können. Das Vorkommen heimischer und nicht heimischer Arten, Anzeichen menschlicher Aktivitäten, die Intaktheit von Ökosystemprozessen, und Artenreichtum sind nicht Teil der Abschätzung. Neben einer KBA-Erhebung sind entsprechend weitere Erhebungen erforderlich, um die Anforderungen der BioSt-NachV zu erfüllen.

2.2.2 Die Identifikation von High Conservation Value (HCV) Flächen

Das High Conservation Value (HCV) -Konzept wurde ursprünglich für die Zertifizierung von Holz aus nachhaltiger Produktion nach Vorgaben des Forest Stewardship Council (FSC) entwickelt. Unterdessen ist es jedoch auch im Rahmen von anderen Holzzertifizierungsstandards und solchen in der landwirtschaftlichen Produktion anerkannt (Stewart *et al.* 2008). Der Begriff "High Conservation Value" wird definiert als "ein biologischer, ökologischer, sozialer oder kultureller Wert, der auf nationaler, regionaler oder globaler Ebene als von herausragender Bedeutung oder kritischer Wichtigkeit erachtet wird." (Stewart *et al.* 2008: 5).

Eine Waldfläche besitzt "High Conservation Value", wenn sie mindestens einem der folgenden Kriterien entspricht:

- HCV1: Waldflächen, die global, regional oder national wichtige Konzentrationen von Biodiversitätswerten aufweisen (Endemismus, gefährdete Arten, Refugien).
- HCV2: Waldflächen, die global, regional oder national signifikante, große Waldflächen auf Landschaftsebene repräsentieren.
- HCV3: Waldflächen, die in seltenen oder bedrohten Ökosystemen enthalten sind, oder solche enthalten.
- HCV4: Waldflächen, die in kritischen Situationen Basisdienstleistungen übernehmen können (wie etwa den Schutz von Wassereinzugsgebieten und Erosionskontrolle).
- HCV5: Waldflächen, die von besonderer Bedeutung für die Deckung des Basisbedarfs der lokalen Bevölkerung sind (z.B. Subsistenz, Gesundheit).
- HCV6: Waldflächen, die von besonderer Bedeutung für die traditionelle kulturelle Identität der lokalen Bevölkerung sind (Flächen von kultureller, ökologischer, ökonomischer oder religiöser Bedeutung, identifiziert durch die Zusammenarbeit mit der lokalen Bevölkerung).

Der HCV-Ansatz ist bereits in zahlreichen Ländern zur Zertifizierung von Nutzhölzern, aber zunehmend auch in anderen Bereichen (z.B. der landwirtschaftlichen Produktion) angewandt worden, wobei die Kategorien HCV4, HCV5 und HCV6 schwieriger in der Praxis umsetzbar sind, als die ersten drei.

Die Interpretation der obigen Kriterien obliegt der durchführenden Instanz. Beispiele für nationale und sub-nationale Interpretationen der Kriterien sind u.a. zu finden in Rayden *et al.* (2006) für Ghana, Rumiz *et al.* (2004) für Bolivien und PNG FSC Inc. (2005) für Indonesien. Weitere Beispiele sind verfügbar unter <http://www.hcvnetwork.org/resources/national-hcv-interpretations>.

Die folgende Tabelle stellt Stärken und Schwächen des Ansatzes gegenüber.

Tabelle 2-3 Stärken und Schwächen der HCV-Konzepts

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> • Der Ansatz kann an die lokalen Begebenheiten angepasst werden • Breite Akzeptanz unter Zertifizierungsagenturen • Anwendung im Feld zu Biokraftstoffen findet bereits statt • Der Ansatz umfasst eine Monitoringkomponente, wodurch auch die langfristige Beobachtung von Flächen verbessert werden könnte • Umfasst gefährdete Arten, gefährdete Ökosysteme und selektiv auch Ökosystemprozesse (i.S. von Basisdienstleistungen) 	<ul style="list-style-type: none"> • Kein einheitlicher Standard für Grenzwerte und Kriterien, entsprechend große Variabilität in der Interpretation von „High Conservation Value“ bei der Umsetzung auf nationaler Ebene • Durch die Variabilität in der Auslegung des Ansatzes sind die Ergebnisse sehr stark von der durchführenden Instanz abhängig • Entwickelt speziell für Wald, Anpassungen für andere Ökosysteme nach Bedarf erforderlich • Artenreichtum ist nicht abgedeckt • Flächen sind häufig klein und voneinander separiert ohne koordiniertes Management, daher hohes Risiko durch Randeffekte (Koh <i>et al.</i> 2009)

Zusammenfassung: Das HCV-Konzept beachtet sowohl seltene, bedrohte und gefährdete Arten, Endemismus und Refugien, als auch seltene, bedrohte und gefährdete Ökosysteme, legt jedoch keine konkreten Kriterien zur Identifikation der Flächen fest. Die Intaktheit von Ökosystemprozessen findet partiell aber nicht ausreichend Beachtung, Anzeichen menschlicher Aktivität oder das Vorkommen heimischer oder nicht-heimischer Arten finden keine Berücksichtigung. Einige der HCV –Kategorien sind für den Kontext des § 4 der BioSt-NachV nicht von Bedeutung. Wenn im Rahmen einer HCV-Erhebung die Listen, die in § 4 Abs. 4 Satz 2 der BioSt-NachV genannt sind, berücksichtigt werden, ist eine entsprechende Erhebung als ausreichend im Sinne dieses Paragraphen der BioSt-NachV zu bewerten.

2.2.3 Die Identifikation von High Nature Value (HNV) Flächen

Das Konzept der High Nature Value Flächen basiert auf dem Verständnis, dass solche Flächen, die mit nur geringer Intensität bewirtschaftet werden, für gewöhnlich eine höhere Biodiversität aufweisen. Das Konzept wurde Anfang der neunziger Jahre für Farmland entwickelt, ist aber mittlerweile auch auf wirtschaftlich genutzte Waldgebiete anwendbar. Die Definitionen von HNV Farmland und HNV Wald sind wie folgt (nach IEEP 2007):

HNV Farmland *„besteht aus solchen Flächen in Europa, auf denen Landwirtschaft eine hauptsächliche (meist die dominante) Landnutzungsform ist und wo die Landbewirtschaftung entweder eine große Arten- und Habitatdiversität oder die Präsenz von Arten von Europäischem und/oder nationalem und/oder regionalem Naturschutzinteresse unterstützt“.*

HNV Wälder *„sind alle natürlichen Wälder sowie semi-natürliche Wälder in Europa, in denen das Management (historisch oder heute) eine hohe Diversität heimischer Arten*

und Habitats unterstützen und/oder solche Wälder, die die Präsenz von Arten von Europäischem und/oder nationalem und/oder regionalem Naturschutzinteresse unterstützen.“

Diese Definitionen verdeutlichen, dass zur Identifizierung der Flächen die Präsenz von Arten- und Habitatdiversität überprüft werden sollte. IEEP (2007) analysiert im Detail die Indikatoren, die zur Umsetzung des Ansatzes erforderlich sind. Es existieren Daten der ungefähren Ausdehnung von potenziellem HNV Farmland aus 26 der 27 Mitgliedsstaaten der Europäischen Union (Ausnahme Malta). European Communities (2009) beschreibt im Detail die Anwendung der sogenannten High Nature Value Impact Indikatoren.

Die meisten der HNV Flächen Europas bestehen aus semi-natürlichen Grünlandflächen, die EEA (2004) als wahre „hot spots“ der Biodiversität bezeichnet. Typische Beispiele sind extensiv beweidete Hochlandflächen des Vereinigten Königreichs, alpine Wiesen und Weiden, steppenartige Flächen im Osten und Süden Europas, sowie *dehesas* und *montados* in Spanien und Portugal (EEA 2004). Andersen (2003) hat die ursprüngliche Abschätzung von HNV Flächen innerhalb von EU-15 kartiert, die Karte ist [frei verfügbar unter http://dataservice.eea.europa.eu/atlas/viewdata/viewpub.asp?id=2902](http://dataservice.eea.europa.eu/atlas/viewdata/viewpub.asp?id=2902).

Nachfolgende Tabelle stellt Stärken und Schwächen des Ansatzes gegenüber.

Tabelle 2-4 Stärken und Schwächen der Identifikation von HNV Farmland und Forst

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> • Auf europäischer Ebene offiziell akzeptierter Ansatz. • Der Erhalt der HNV Farmland Flächen wird als Bedingung für das Erreichen des 2010 Ziels der CBD betrachtet (EEA 2004). • Bereits identifizierte HNV Grünlandflächen können im Kontext des § 4, Abs. 5 berücksichtigt werden. • Das Vorkommen einheimischer Arten auf genutzten bewaldeten Flächen ist durch einen eigenen Indikator abgedeckt. 	<ul style="list-style-type: none"> • Der Ansatz ist außerhalb Europas nur wenig verarbeitet. • Bezieht sich ausdrücklich nur auf Flächen, die genutzt werden, d.h. die Anwendbarkeit ist im Rahmen der Bio-St-NachV begrenzt. • Kriterien und Indikatoren sind auf den Fall Europas angepasst worden, ob sie auch global anwendbar sind, muss geprüft werden. • Keine Einbeziehung lokaler Daten, Identifikation erfolgt anhand existierender, meist nationaler Daten.

Zusammenfassung: Das HNV-Konzept ist auf genutzten Flächen geeignet, um Flächen zu identifizieren, die eine hohe Arten- und /oder Habitatdiversität aufweisen. Auf der Ebene der Europäischen Union werden zudem auch solche Habitats beachtet, die im Rahmen der Habitatrichtlinie als von Gemeinschaftlichem Interesse ausgewiesen sind (siehe Council of the European Communities 1992). Auch das Vorkommen heimischer und nicht heimischer Arten findet Beachtung. Die Intensität menschlicher Einflüsse bildet die Basis des Konzepts, die Intaktheit von Ökosystemprozessen wird jedoch nicht eingehend berücksichtigt. Gebiete, die als HNV-Farmland oder HNV-Wald

identifiziert sind, sind ebenso wie KBAs im Sinne des § 4 der BioSt-NachV zu berücksichtigen. Allerdings bedeutet die Durchführung einer HNV Erfassung in einer Region nicht, dass sich in der Region keine weiteren Naturschutzzwecken dienenden Flächen befinden. Daher sind neben einer HNV-Erhebung zudem weitere Erhebungen erforderlich, um die Anforderungen der BioSt-NachV zu erfüllen.

2.2.4 Conservation International's Rapid Assessment

Die nichtstaatliche Naturschutzorganisation Conservation International (CI) hat im Jahr 1990 das sogenannte „Rapid Assessment Program“ (RAP) gegründet. Dieses Programm hat zum Ziel, nach Bedarf in kurzer Zeit Basisinformationen zum Wert der Biodiversität von Flächen zu erfassen und die Ergebnisse gemeinsam mit Naturschutzempfehlungen an politische Entscheidungsträger zu kommunizieren. Rapid Assessments lassen sich auf terrestrischen, wie auch aquatischen Flächen durchführen und die Ergebnisse der Abschätzungen haben schon häufig zu Naturschutzmassnahmen, sowie auch zur Entdeckung neuer Arten geführt. So trugen die Ergebnisse der ersten RAP Expedition in Boliviens Madidi-Region im Jahr 1990 zum Beispiel massgeblich dazu bei, dass 1996 der Madidi Nationalpark gegründet wurde. Unterdessen sind über 60 Rapid Assessments durchgeführt worden und in mindestens 26 Ländern wurden capacity building workshops für lokale Wissenschaftler veranstaltet. Mehrere Millionen Hektar Tropenwald wurden infolge dieser Abschätzungen unter Schutz gestellt, unter anderem in Bolivien, Peru, Ecuador und Brasilien, und in einigen weiteren Ländern wurden solche Flächen, die als Naturschutzprioritäten angesehen werden sollten, identifiziert. (Richards 2007)

Für den Prozess der Abschätzung wird ein Team von Experten zusammengestellt, die innerhalb von kurzer Zeit die Diversität bestimmter taxonomischer Gruppen von Arten untersuchen (siehe z.B. McCullough *et al.* 2007, 2008, Richards 2007). Kriterien der Untersuchung sind Artenreichtum, Endemismus von Arten, seltene, wissenschaftlich betrachtet neue und/oder bedrohte Arten und kritische Habitate. Messungen des Endemismus von Arten indizieren sowohl die Einzigartigkeit einer Fläche, wie auch die Arten, die durch den Verlust der Fläche bedroht würden. Die IUCN Rote Liste der bedrohten Arten, sowie nationale Abschätzungen des Bedrohungsstatus von Arten werden bei der Untersuchung verwendet (siehe z.B. McCullough *et al.* 2008).

Das „Biodiversity Survey Network“ (siehe <http://biosurvey.conservation.org/portal/server.pt>), welches aus dem Programm erwachsen ist, veröffentlicht Ergebnisse von Abschätzungen, dient als Plattform für den Austausch zwischen Experten und stellt online das RAP tool kit zur Verfügung, welches verschiedene Methoden der Datenaufnahme im Feld beschreibt. Es sind über 50 Rapid Assessment Bulletins online

verfügbar, die Ergebnisse derartiger Abschätzungen vorstellen⁴, und jährlich kommen weitere 3-5 Bulletins hinzu.

Die folgende Tabelle stellt Stärken und Schwächen des Ansatzes gegenüber.

Tabelle 2-5 Stärken und Schwächen des Rapid Assessment Ansatzes von Conservation International

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> • Geringer Zeitaufwand (4-6 Wochen je nach Größe der Flächen) und entsprechend geringer Kostenaufwand • Der Rote Liste Status von Arten wird direkt mit berücksichtigt • Nationale Abschätzungen des Bedrohungsstatus von Arten werden berücksichtigt • Es werden Arten identifiziert, die als Indikatoren für guten und schlechten Ökosystemstatus verwendet werden können 	<ul style="list-style-type: none"> • Artenbasiert, d.h. die Intaktheit von Ökosystemprozessen wird nicht berücksichtigt (Ausnahme: invasive Arten als Proxy-Indikator) • Kann nur von Experten durchgeführt werden • Da sich die Abschätzung auf vergleichbar kleine Flächen beziehen kann, kann sie keine nationale Abschätzung des Bedrohungsstatus von Ökosystemen umfassen • Die Einbeziehung lokaler Akteure ist nicht grundsätzlich erforderlich

Zusammenfassung: CI's Rapid Assessment beachtet maßgeblich die Artenebene von Biodiversität, inklusive Artenreichtum. Anzeichen menschlicher Aktivitäten können miterfasst werden und eine Annäherung an den Erhaltungszustand von Ökosystemen (dies kann das Vorkommen heimischer und nicht heimischer Arten umfassen) findet statt. Ähnlich wie das HCV-Konzept ist die Methode des Rapid Assessments geeignet, die Anforderungen gemäß § 4 Abs. 4 Satz 2 für seltene, bedrohte oder gefährdete Arten zu erfüllen, wenn die entsprechenden Listen berücksichtigt werden. Allerdings hat das Rapid Assessment von CI nicht zum Ziel, seltene, bedrohte oder gefährdete Ökosysteme zu identifizieren. Hierzu wäre eine methodische Erweiterung des Ansatzes erforderlich, die aber realistisch erscheint.

2.2.5 Biodiversitäts-orientierte Impact Assessments

Environmental Impact Assessments wurden zuerst Ende der 1960er Jahre in den USA entwickelt, werden aber mittlerweile weltweit angewandt. Ziel derartiger Abschätzungen ist es, den potenziellen Einfluss bestimmter Maßnahmen auf das Umfeld zu prüfen, bevor Maßnahmen umgesetzt werden. In diesem Sinne können Impact Assessments, oder Teile davon, auch im Vorfeld des Anbaus von Biomasse zur Gewinnung flüssiger Biokraftstoffe durchgeführt werden, sofern dabei solche Kriterien, die laut der BioSt-NachV relevant sind, berücksichtigt werden. Die Voluntary Guidelines

⁴ siehe http://science.conservation.org/portal/server.pt?open=512&objID=421&&PageID=133742&mode=2&in_hi_userid=127745&cached=true

on Biodiversity-Inclusive Impact Assessment der CBD (CBD 2006) identifizieren vor allem drei Biodiversitäts-bezogene Fragestellungen von Interesse:

1. Würde die geplante Aktivität das biophysische Umfeld direkt oder indirekt in solcher Art beeinflussen, oder derartige biologische Veränderungen verursachen, dass das Aussterberisiko von Genotypen, Sorten, Varietäten, Populationen von Arten oder die Wahrscheinlichkeit des Verlusts von Habitaten oder Ökosystemen erhöht wird?
2. Würde die geplante Aktivität unter Beachtung des gesamten Spektrums an Werten einer Ressource, Population oder eines Ökosystems die maximale nachhaltige Leistung, die Tragfähigkeit eines Habitats/Ökosystems oder das maximal zulässige Störungslevel der Ressource, Population oder des Ökosystems überschreiten?
3. Würde die geplante Aktivität zu Veränderungen im Zugang zu und/oder Rechten über biologische Ressourcen führen?

Zwar sind diese Fragestellungen im Bereich des Anbaus von Biomasse zur Produktion von flüssigen Biokraftstoffen durchaus interessant, jedoch beziehen sie sich nicht direkt auf die hier betrachteten Aspekte der BioSt-NachV.

Innerhalb der vorgesehenen Schritte eines Impact Assessments, die je nach Institution unterschiedlich benannt und unterschiedlich zahlreich sein können, wird vor allem im ersten Schritt, meist „Screening“ genannt, sowie in der tatsächlichen Abschätzung der Status von Biodiversität betrachtet. Hierbei geht es vor allem darum, Flächen mit „wichtiger Biodiversität“ zu identifizieren, die sich nach IAIA (2005) wie in Box 2 dargestellt definieren:

Box 2: Definition von Flächen mit wichtiger Biodiversität**Flächen mit „wichtiger Biodiversität“ sind solche Flächen, die**

- Endemische, seltene oder zurückgehende Habitats, Arten und Genotypen unterstützen;
- Solche Genotypen und Arten unterstützen, dessen Erhaltung Voraussetzung für den Fortbestand anderer Arten ist;
- Als Puffer agieren, Habitats verbinden oder ökologische Korridore bilden, oder eine wichtige Rolle beim Erhalt von Umweltqualität einnehmen;
- Zu bestimmten Jahreszeiten wichtige Nutzungswerte aufweisen oder kritisch für die Migration von Arten sind;
- Solche Habitats, Populationen von Arten und/oder Ökosysteme unterstützen, die vulnerabel oder in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet bedroht sind und sich nur langsam erholen;
- Besonders große oder zusammenhängende, bisher ungestörte Habitats unterstützen;
- Die als Refugien für Biodiversität im Klimawandel dienen, und so den Fortbestand und die Weiterführung evolutionärer Prozesse ermöglichen;
- Solche Biodiversität unterstützen, für die sich Mitigationsmaßnahmen schwierig gestalten oder dessen Effektivität nicht nachgewiesen ist, einschließlich solcher Habitats, die eine lange Zeit benötigen, um charakteristische Biodiversität zu entwickeln;
- Die momentan zwar arm an Biodiversität sind, jedoch über Potenzial verfügen, durch angemessene Intervention eine hohe Biodiversität zu entwickeln.

Einige Teile dieser Definition beziehen sich sehr viel deutlicher auf die hier betrachteten Aspekte der BioSt-NachV (zum Beispiel die Listenelemente 1, 4 und 5). Das Ramsar Convention Secretariat (2007) behandelt detailliert die Beachtung von Biodiversität bei Environmental Impact Assessments. Appendix 4 des Dokuments kann als Orientierung benutzt werden, um lokal angemessene Kriterien und Indikatoren zu definieren. Standardisierte Kriterien und Indikatoren gibt es bisher nicht.

Die folgende Tabelle stellt Stärken und Schwächen des Ansatzes einander gegenüber.

Tabelle 2-6 Stärken und Schwächen des Environmental Impact Assessment

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> • Bezieht sich nicht nur auf Arten, sondern auch auf Ökosystemprozesse • Das allgemeine Feld der Environmental Impact Assessments ist bereits weit entwickelt und wurde für viele verschiedene Bereiche angewandt • Beachtet die Rechte und Bedürfnisse lokaler Akteure 	<ul style="list-style-type: none"> • Keine konkreten Kriterien zur Durchführung • Die Definition von Flächen mit wichtiger Biodiversität lässt viel Raum für Interpretation⁵ • Nicht alle Schritte des Prozesses sind im Kontext der BioSt-NachV erforderlich

Eine vergleichende Studie von 200 Environmental Impact Assessments in 10 Ländern Lateinamerikas und der Karibik stellt bisherige Anwendungsfelder vor und diskutiert ebenfalls Stärken und Schwächen in Konzept und Umsetzung (Espinoza und Alzina 2001).

Zusammenfassung: Die Fragen, die sich als Teil von Environmental Impact Assessments auf Biodiversität beziehen, sind im Rahmen der BioSt-NachV zwar relevant, jedoch sind nicht alle Schritte der Abschätzung erforderlich. Darüber hinaus obliegt die Interpretation der Flächen, die zu den Flächen mit wichtiger Biodiversität zählen, der durchführenden Instanz und ist nicht weiter spezifiziert. Nicht alle Flächen, die laut Box 2 zu Flächen mit wichtiger Biodiversität gezählt werden, werden in der BioSt-NachV für den Anbau von Biomasse zur Herstellung flüssiger Biokraftstoffe ausgeschlossen. Überlappungen bestehen bei seltenen und gefährdeten Arten und Ökosystemen, Ökosystemprozesse sind ansatzweise eingeschlossen, jedoch geht es nicht spezifisch um ihre Intaktheit. Der Verweis auf ungestörte Habitate erfordert die Beachtung menschlicher Aktivitäten. Ob eine Fläche nur heimische oder auch nicht heimische Arten beherbergt, wird nicht explizit untersucht. Im Hinblick auf § 4 Abs. 4 Satz 2 der BioSt-NachV kann ein Environmental Impact Assessment als ausreichend angesehen werden, wenn die aufgeführten Listen seltener, bedrohter oder gefährdeter Ökosysteme oder Arten berücksichtigt wurden.

2.2.6 Gap-Analysen zur Identifizierung schützenswerter Flächen

Zur Naturschutz-Prioritätensetzung sind in einigen Ländern der Welt bereits sogenannte „Schutzgebiets -Gap Analysen“ durchgeführt worden. Ziel dieser Analysen ist es, außerhalb von Schutzgebieten solche Flächen zu identifizieren, die erhalten bleiben sollten, um den Fortbestand von Arten und Ökosystemen zu sichern. Eine derartige Analyse ist in den Ländern, die die Konvention zur biologischen Vielfalt (CBD)

⁵ Während etwa die Wichtigkeit der Anwesenheit von einigen Räuberarten für die Kontrolle von Beutepopulationen bekannt ist, ist der Nachweis der Wichtigkeit weniger auffälliger Arten deutlich schwieriger, unter anderem bedingt durch begrenztes Verständnis von Nahrungsketten und -netzwerken.

unterzeichnet haben, obligatorisch durchzuführen⁶. Das Sekretariat der CBD, in den Richtlinien zur Durchführung nationaler Gap Analysen (Dudley und Parish 2006), schlägt eine Reihe von Prinzipien vor, die hierbei grundsätzlich Beachtung finden sollen:

1. Es soll Repräsentativität angestrebt werden, so dass sämtliche biologische Skalen (Arten und Ökosysteme) und Reiche (terrestrisch, Süßwasser und marin) abgedeckt sind;
2. Es soll Redundanz angestrebt werden, so dass Arten und Ökosysteme in verschiedenen Schutzgebieten eines Schutzgebietsnetzwerkes vorkommen, ihre genetische Variation gesichert ist und einem plötzlichen Verlust vorgebeugt werden kann.
3. Ein Schutzgebietsnetzwerk soll insgesamt möglichst hohe Resilienz anstreben, damit Schutzgebietssysteme Stress und Veränderungen, wie etwa Klimawandel, standhalten können.
4. Es sollen Repräsentativitäts-Lücken (betrifft Arten, Ökosysteme und ökologische Prozesse, die bisher nicht durch Schutzgebiete abgedeckt sind), ökologische Lücken (betrifft Biodiversität, die zwar bereits in Schutzgebieten vorkommt, aber in ungenügender Quantität oder Qualität, um langfristigen Schutz zu gewähren) und Management-Lücken (betrifft Schutzgebiete, die nicht ausreichend Schutz gewährleisten) in der Analyse beachtet werden.
5. Es soll ein partizipativer Ansatz für die Analyse gewählt werden, indem mit den wichtigsten Schlüsselpersonen beim Treffen von Entscheidungen rund um Schutzgebiete zusammengearbeitet wird.
6. Der Prozess der Ausgestaltung eines Schutzgebietsnetzwerkes sollte ein iterativer Prozess sein, in dem die Gap Analyse mit wachsendem Wissen und sich verändernden Umweltbedingungen wiederholt überprüft und verbessert wird.

Nicht alle der Prinzipien der Schutzgebiets -Gap Analysen sind im Rahmen der BioSt-NachV relevant. Die Beachtung von Biodiversität wird hauptsächlich innerhalb der ersten beiden Prinzipien behandelt. Das 4. Prinzip, welches sich speziell auf Repräsentativitätslücken bezieht, ist ebenfalls von besonderer Bedeutung. Dudley und Parish (2006) stellen eine Liste von Informationsquellen zusammen, die bei der Analyse hinzugezogen werden können (z.B. Animal Information Gateway, Amphibiaweb, Global Register of Migratory Species). Die Autoren listen darüber hinaus zahlreiche Beispielstudien verschiedener Länder auf, in denen bereits Gap Analysen durchgeführt wurden. Da empfohlen wird, die identifizierten Flächen als Teil der Studie zu kartieren, gibt es bereits reichlich Kartenmaterial, welches im Rahmen der Umsetzung der BioSt-NachV relevant sein kann. Eine globale Gap Analyse zum Schutz von Wäldern

⁶ Laut goal 1.1.5 des Programme of Work on Protected Areas (PoWPA) der CBD sollte die Analyse bereits im Jahr 2006 von allen Ländern abgeschlossen werden.

wurde von Schmitt *et al.* 2008 durchgeführt. Es sei jedoch zu beachten, dass in einer globalen Studie nationale Daten und Prioritäten nicht berücksichtigt werden können.

Die folgende Tabelle stellt Stärken und Schwächen des Ansatzes einander gegenüber.

Tabelle 2-7 Stärken und Schwächen der Gap-Analysen zur Identifizierung schützenswerter Flächen

Stärken	Schwächen
<ul style="list-style-type: none"> • Durch die Notwendigkeit, Gap Analysen als Teil der CBD Anforderungen durchzuführen, ist es wahrscheinlich, dass es für viele Länder bereits Analysen gibt oder bald geben wird. • Lokale Akteure sind planmässig an der Analyse beteiligt. • Seltene oder gefährdete Arten und Ökosysteme sowie teilweise auch Ökosystemprozesse sind abgedeckt. 	<ul style="list-style-type: none"> • Es gibt keine Standards für Kriterien und Indikatoren. • Die Flächen werden als potenzielle zusätzliche Schutzgebiete identifiziert. Ihre Kartierung bedeutet nicht, dass ausserhalb dieser Flächen keine wichtige Biodiversität mehr vorkommt. • Ob das Vorkommen heimischer Arten oder Anzeichen menschlicher Aktivitäten in die Analyse eingehen, hängt von der lokalen Umsetzung ab.

Zusammenfassung: Nicht alle der Prinzipien, die bei Schutzgebiets-Gap Analysen beachtet werden sollen, sind für die hier relevanten Aspekte der BioSt-NachV wichtig. Seltene oder gefährdete Arten und Ökosysteme sind abgedeckt, Ökosystemprozesse werden zwar berücksichtigt, jedoch nicht mit direktem Bezug zu ihrer Intaktheit. Das Vorkommen heimischer und nicht heimischer Arten sowie Anzeichen menschlicher Aktivitäten werden nicht explizit berücksichtigt. Bereits existierende Schutzgebiets - Gap Analysen sind – ebenso wie KBAs und HNV Flächen – für die Umsetzung der BioSt-NachV sehr relevant, sollten aber nicht als einzige Quellen zur Identifikation von schützenswerten Flächen genutzt werden, da das Ziel des Ansatzes die Identifizierung von Prioritätsflächen ist. Demzufolge kann es durchaus auch ausserhalb identifizierter Flächen, die unter Naturschutz gestellt werden sollten, weitere bedeutende Flächen geben.

2.3 Bereits existierende Abschätzungen von national seltenen oder bedrohten Arten und Ökosystemen

In § 4 Abs. 4 Satz 2 der BioSt-NachV werden als Referenz zu seltenen, bedrohten oder gefährdeten Ökosysteme oder Arten internationalen Übereinkünften, Verzeichnissen zwischenstaatlicher Organisationen und Verzeichnisse der Internationalen Union für die Erhaltung der Natur (IUCN) angeführt. In dem Fall, dass bestehende Kartierungen zu Arten und Ökosystemen diese Listen berücksichtigen, sind entsprechende Ergebnisse im Sinne der BioSt-NachV nutzbar. Jede der im vorherigen Kapitel beschriebenen lokalen Methoden zur Untersuchung des Biodiversitätsstatus von Land hat untersuchte Flächen kartiert: KBAs sind global kartiert, der Prozess ist jedoch

noch nicht abgeschlossen; HNV-Kartierungen gibt es für Europa; die Ergebnisse von Schutzgebiets-Gap Analysen werden meist auf nationaler Ebene kartiert. Flächen, für die HCV Abschätzungen, Rapid Assessments oder Environmental Impact Assessments durchgeführt werden, werden auf sub-nationaler Ebene kartiert. Über den Umfang an bestehenden Kartierungen als Ergebnis einige dieser Ansätze (v.a. HCVs, RAs und EIAs) konnten keine Informationen gefunden werden. Die Verfügbarkeit von Kartenmaterial kann zudem grundsätzlich von der Instanz, die die Abschätzung durchgeführt hat, abhängen. Aus diesem Grunde können die räumliche Auflösung bestehender Kartierungen, sowie die Methoden, nach denen Karten erstellt wurden, durchaus variieren. Es kann desweiteren nicht davon ausgegangen werden, dass Karten zum Referenzjahr 2008 zur Verfügung stehen.

Im Hinblick auf Ergebnisse bzw. Kartenmaterial aus den berücksichtigten Erhebungsmethoden ist nicht *per se* mit einem Standard zu rechnen (z.B. räumliche Auflösung, Beprobungsintensität, Details der Kartiermethode, verwendete Materialien wie Listen zu Arten und Ökosystemen). Vielmehr ist für jeden Einzelfall zu prüfen, ob die Ergebnisse einer Erhebung mit den Anforderungen der BioSt-NachV übereinstimmen (sowohl bei bestehenden als auch bei neuen Kartierungen).

Zur Überprüfung des Bedrohungsstatus von Arten ist die bekannteste und am weitesten verbreitete Quelle die IUCN Rote Liste der bedrohten Arten (www.redlist.org). Ihre Nutzung wird von den meisten der vorgestellten Ansätzen empfohlen. Es sei jedoch zu beachten, dass nur eine begrenzte Anzahl von Arten abgeschätzt wurde (mittlerweile sind es 44,838 Arten) und es grundsätzlich darüber hinaus noch weitere bedrohte Arten geben kann (die z.B. in nationalen, regionalen oder Taxon-bezogenen Listen aufgeführt sein können). Solange diese Arten aber nicht in einer der oben genannten Listen aufgeführt ist, sind sie im Rahmen der BioSt-NachV nicht zu berücksichtigen.

Für seltene und bedrohte Ökosysteme steht derzeit noch keine vergleichbare globale Liste zur Verfügung, obgleich eine dem Aufbau der Roten Liste der bedrohten Arten ähnliche Liste in Planung ist (siehe <http://www.wildlifetrust.org/news/releases/40.shtml>). Die vorgestellten Ansätze weisen zudem deutlich auf einen Mangel an solchen Ansätzen hin, die speziell auf Ökosysteme und Ökosystemfunktionalität bzw. Intaktheit von Ökosystemen ausgelegt sind.

Auf nationaler Ebene hat die Abschätzung und Auflistung bedrohter Ökosysteme jedoch bereits begonnen. In Südafrika, beispielsweise, ausgelöst durch die Verankerung von bedrohten Ökosystemen im nationalen Biodiversity Act, wurde die Bedrohung von Ökosystemen nicht nur eingeschätzt, sondern die Ökosysteme wurden auch kartiert und der Datensatz ist im Internet frei verfügbar (siehe <http://bgis.sanbi.org/index.asp?screenwidth=1280>).

In existierenden Abschätzungen wird nicht grundsätzlich der Begriff „bedrohte Ökosysteme“ benutzt, sondern stattdessen auch Begriffe verwandter Konzepte, wie etwa „historisch seltene Ökosysteme“. Während eine Überlappung von historisch seltenen und bedrohten Ökosystemen möglich ist, müssen nicht alle bedrohten Ökosysteme durch historisch seltene Ökosysteme abgedeckt sein, oder vice versa. Die folgende

Tabelle stellt weitere Beispiele existierender nationaler Studien vor. Da die Studien separat auf nationaler Ebene entwickelt und umgesetzt wurden, ist nicht davon auszugehen, dass zur Identifizierung der Ökosysteme jeweils dieselben Kriterien angewandt wurden.

Tabelle 2-8 Beispiele existierender nationaler Studien zur Erfassung schützenswerter Ökosysteme

	Land	Abschätzung	Quelle(n)
Afrika	Südafrika	Status of terrestrial ecosystems	Driver <i>et al.</i> 2005
Amerika	Kanada	Ecosystems at Risk and Sensitive Ecosystems of British Columbia	BC Ministry of Environment 2006 und 2009; Cadrin und von Sacken 2000
	Brasilien	Priority Areas for the Conservation, Sustainable Use and Benefit Sharing of Brazilian Biological Diversity, basierend auf Informationen zu Arten und Ökosystemen	Brazilian Ministry of the Environment 2007
Asien	Republik Kyr-gystan	Critical threatened ecosystems („hot spots“)	UNDP/UNEP/GEF 2001
	Pakistan	State of the Environment Report: Critically threatened Ecosystems of Pakistan	PAK-EPA 2005
Europa	Deutschland	Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Deutschlands Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands	Riecken <i>et al.</i> 2006 Rennwald 2000
	Österreich	Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs <ul style="list-style-type: none"> • Wälder, Forste, Vorwälder • Grünland, Grünlandbrachen und Trockenrasen; Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume; Gehölze des Offenlandes und Gebüsche. • Moore, Sümpfe und Quellfluren, Hochgebirgsrasen, Polsterfluren, Rasenfragmente und Schneeböden, Äcker, Ackerraine, Wein-gärten und Ruderalfluren, Zwergstrauchheiden, geomorphologisch geprägte Biotypen • Binnengewässer, Gewässer- und Ufervegetation, Technische Biotoptypen und Siedlungsbiotoptypen 	Eschl <i>et al.</i> 2002 Eschl <i>et al.</i> 2004 Traxler <i>et al.</i> 2005 Eschl <i>et al.</i> 2008
Ozeanien	Australien	List of threatened species and ecological communities	Commonwealth of Australia 1999; Sattler und Creighton 2002
	Neuseeland	Rare ecosystems	Williams <i>et al.</i> 2007

Auf globaler Ebene werden bestimmte ökologische Einheiten ebenfalls für bedroht erachtet. Im Rahmen des Millennium Ecosystem Assessment wurde eine globale Abschätzung der Biome der Welt durchgeführt. Die Studie hat ergeben, dass die Mehrheit der Biome durch den Menschen stark modifiziert wurde. Zwischen 20 und 50% von 9 der 14 Biome der Welt sind mittlerweile in landwirtschaftliche Flächen umgewandelt worden. Tropische Trockenwälder sind mit einer Umwandlung von fast 50% ihrer ursprünglichen Fläche für landwirtschaftliche Zwecke am stärksten betroffen. Drei weitere Biome, temperiertes Grünland, temperierte Laubwälder und mediterrane Wälder sind bereits zu 35% oder mehr umgewandelt. (MA 2005)

Während die Studie sehr wertvoll ist, um auf globaler Ebene einen Überblick zu schaffen, kann sie bei der Identifizierung seltener und gefährdeter Ökosysteme auf regionaler und nationaler Ebene nicht weiterhelfen.

3 Allgemeine Schwächen momentan verfügbarer Methoden zum Nachweis des Biodiversitätsstatus von Land und potenzielle Methoden in Anbetracht der identifizierten Schwächen

Die Vorstellung der momentan verfügbaren Methoden zeigt eine Reihe von Schwächen auf. Diese sind zunächst ganz allgemeiner Natur und beziehen sich auf den Mangel an Definitionen von Begriffen und die Varietät der Begriffe, die im Umlauf sind, wie etwa „bedrohte Ökosysteme“ und „kritische Habitate“. Darüber hinaus wird die Einbeziehung lokaler Akteure in den vorgestellten Ansätzen sehr ungleichmäßig betrachtet, soll z.B. Teil von nationalen Schutzgebiets -Gap Analysen sein, findet aber in Rapid Assessments keine Beachtung.

Die Tabelle 2-2 der Stärken und Schwächen des KBA Ansatzes nennt als eine Schwäche aus den angegebenen Quellen, dass Möglichkeiten und Hindernisse bei der Umsetzung von Maßnahmen, die sich aus der Identifikation von KBAs ergeben, erst im Anschluß an den Einschätzungsprozeß in Betracht gezogen werden. Dies dürfte genauso noch für weitere Methoden zutreffen, wurde aber in den verfügbaren Quellen nicht diskutiert. Der Punkt ist auch im Rahmen der BioSt-NachV relevant, indem er zu einer Frage führt, die sich als Konsequenz der Identifikation von Flächen für den Schutz von seltenen, bedrohten oder gefährdeten Arten oder Ökosystemen ergibt: Wenn diese Flächen identifiziert sind, was passiert dann mit ihnen? Müssen nicht auch hier Möglichkeiten und Hindernisse für die Umsetzung von erforderlichen Erhaltungsmassnahmen in Betracht gezogen werden? Bisherige Diskussionen setzen sich mit dieser Frage nicht auseinander. Ebenso wenig wird die Frage nach den Eigentümern und Nutzern der Flächen häufig nur am Rande behandelt, während hiervon die gesamten Nutzungs- und Managementmöglichkeiten von Flächen abhängen können.

Im Folgenden werden identifizierter Schwächen momentan existierender Methoden im Kontext potenzieller zukünftiger Nachweismethoden vorgestellt. Neben Methoden der Fernerkundung und solchen, die auf lokaler Ebene angewandt werden können, be-

zieht sich ein weiterer Absatz auf computerbasierte Hilfsmittel zur Unterstützung von Entscheidungsfindungsprozessen.

Während erwähnte Methoden potenziell den Biodiversitätsstatus von Land in der Zukunft besser erfassen können, sei beachtet, dass für den Referenzzeitpunkt 01. Januar 2008 nur bereits existierende Daten verwendet werden können. Die vorgestellten Methoden können nicht für eine rückwirkende Abschätzung des Biodiversitätsstatus von Land zu Beginn des Jahres 2008 genutzt werden.

Methoden der Fernerkundung

Identifizierte Schwächen von Methoden der Fernerkundung beziehen sich vor allem auf die Operabilität von Fernerkundungsmethoden auf globaler Ebene und den sich daraus ergebenden Grenzen in der Anwendung.

Stete Verbesserung und Weiterentwicklung der Fernerkundungstechnik birgt jedoch Potenzial für eine vereinfachte Nachweisbarkeit des Biodiversitätsstatus von Flächen in der Zukunft. Fortschritte in der Technologie der Radarsensoren können z.B. in der Zukunft dazu beitragen, das heute bestehende Problem der Wolkenbedeckung zu lösen (z.B. mit space born LiDAR). Dadurch könnten auch solche Flächen, die bisher nur sehr selten mit Fernerkundungsmethoden erfasst werden konnten, besser fernerkundlich analysiert werden.

Zukünftige Studien der Biodiversität unter Benutzung von Fernerkundungsdaten werden von einer deutlich steigenden Erfahrung in der Verbindung von chemischen und physischen Eigenschaften von Organismen mit Fernerkundungsdaten profitieren können. Studien mit LiDAR Daten haben bereits gezeigt, dass der Kohlenstoffgehalt von Wäldern negativ mit der Ausbreitung invasiver Arten korreliert (Asner *et al.* 2009). Eine nachgewiesene Abnahme des Kohlenstoffgehalts einer Waldfläche kann entsprechend bedeuten, dass heimische Arten durch nicht heimische Arten ersetzt wurden. Fortschritte in der Forschung in diesem Feld könnten in Zukunft die Identifikation nicht heimischer Arten erleichtern, wie es für § 4 Abs. 3 der BioSt NachV von Interesse wäre.

Momentan wird ein globales wall-to-wall landsatbasiertes Waldbedeckungsprodukt von 1990 bis 2000 in Landsat-Auflösung erstellt, welches sich zusammensetzen wird aus Landsat, MODIS und weiteren Satellitendaten. Die Veröffentlichung ist für Ende 2009/Anfang 2010 vorgesehen. Dieser Datensatz könnte als Voreinstellung von Interesse sein. Die nächste Landsat-Generation, repräsentiert durch den Landsat-8 tragenden Operational Land Imager (OLI), soll im Jahr 2011 startbereit sein (Melesse *et al.* 2007). Darüber hinaus wird jedoch zugleich der Advanced Land Imager (ALI) als potenziell kostengünstigere und dabei technologisch bessere Alternative zu Landsat diskutiert.

Weitere in der Zukunft erwartete Satelliten werden in Tabelle 3 im Hintergrundpapier „BioSt-NachV Fernerkundungsmonitoring“ vorgestellt.

Methoden auf lokaler Ebene

Auf der lokalen Ebene gibt es eine Reihe von Schwächen, die sich allgemein auf den Bereich Monitoring und Informationsweiterleitung beziehen, und entsprechend auch im Kontext der BioSt-NachV von Bedeutung sind. Unter den größten Herausforderungen befinden sich

- a. der Mangel an Standards und
- b. der Aufwand der Datenaufnahme und Weiterverarbeitung

(siehe z.B. auch Bertzky und Stoll-Kleemann 2009).

Ein Mangel an Standards besteht nicht nur für Biodiversitätsindikatoren, sondern auch für deren Messung. Verschiedene Methoden der Datenaufnahme können zu unterschiedlichen Ergebnissen führen und erschweren (bzw. verhindern) die Vergleichbarkeit von Daten. Eine Einigung auf Indikatoren ist aus verschiedenen Gründen schwierig: Für verschiedene Zielsetzungen sind verschiedenen Indikatoren erforderlich und verschiedenen lokalspezifische Kontextsituationen erfordern angepasste Indikatoren. Initiativen wie EuMon stellen monitoring Schemata für mittlerweile 443 europäische Arten zur Verfügung (siehe <http://eumon.ckff.si/>). Diese und ähnliche Initiativen können dazu beitragen, die Entwicklung von Standards der Datenaufnahme voranzutreiben.

Während es an Standards noch mangelt, steigt zeitgleich die Nachfrage nach umfassenden Informationen zu Landnutzung, Biodiversität und nicht zuletzt Einflüssen menschlicher Aktivitäten und politischer Entscheidungen auf Landnutzungsmuster und den Erhalt von Arten, Ökosystemen und Ökosystemgütern und –dienstleistungen kontinuierlich an. Dies zeigt sich besonders deutlich anhand zwischenstaatlicher Übereinkünfte mit ambitionierten Zielsetzungen, wie etwa den Millennium Entwicklungszielen und dem 2010 Ziel der Konvention zur Biologischen Vielfalt. Die Beschlüsse, die hier getroffen wurden, beinhalten Berichterstattungspflichten der Länder und haben dazu geführt, dass in vielen Ländern existierende Daten zusammengetragen und durch den Aufbau neuer Monitoringsysteme auch neue Daten erhoben wurden. Es kann vor diesem Hintergrund davon ausgegangen werden, dass sich auch die Datenlage von bisher datenarmen Ländern in der Zukunft verbessern wird. Schutzgebiets-Gap Analysen soll es beispielsweise eines Tages von allen Ländern geben, die die CBD unterzeichnet haben, worunter sich auch viele vergleichsweise datenarme Länder befinden. Zur Zeit in der Diskussion inbegriffene Mechanismen, wie beispielsweise die Reduktion von Emissionen durch Abholzung und Degradierung (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation, REDD), erfordern ebenfalls verbesserte Monitoringsysteme, Berichterstattung und somit Weiterleitung von Daten. Die Nachweispflicht im Rahmen der BioSt-NachV kann somit ebenfalls zur Verbesserung nationaler Monitoringsysteme und Informationslagen führen.

In den meisten Fällen stellt der Prozess der Datenaufnahme einen zusätzlichen Aufwand dar, der mit existierenden Ressourcen kaum bewältigt werden kann. Die wachsende Nachfrage nach Informationen erhöht den Druck der Datenaufnahme, ist aber

nicht grundsätzlich begleitet von einer entsprechenden Anpassung der Ressourcen, die hierfür erforderlich wären. Dennoch hat sich die Datensituation vielerorts in der letzten Dekade verbessert. Eine Institutionalisierung der Datenaufnahmen zur Berichterstattung könnte die Situation weiter verbessern. Der Transfer der Datenaufnahmepflicht an diejenigen Instanzen, die sich für die Nutzung von Flächen interessieren, so wie es im Rahmen der Umsetzung der BioSt-NachV angedacht ist, könnte nationale und lokale Instanzen weiter entlasten.

Häufig gibt es auf nationaler und lokaler Ebene noch viele weitere Daten, die nicht in digitalisierter Form vorliegen und daher nicht in vollem Umfang genutzt werden können. Wie viele solcher Daten es gibt, ist nicht bekannt, jedoch kann davon ausgegangen werden, dass sich hierunter auch noch wervolles Kartenmaterial befindet, welches im Rahmen der BioSt-NachV von Interesse wäre. Der Aufwand der Digitalisierung von Daten wird hierbei allgemein schnell übersehen. Es gibt jedoch bereits Möglichkeiten, Monitoringdaten direkt mithilfe von kombinierten GPS-Geräten digital aufzunehmen (z.B. mit Trimble GPS). Die Nutzung solcher Geräte kann den Aufwand der Digitalisierung von Daten deutlich reduzieren und die Kosten der Anschaffung relativieren sich durch darauf folgende Zeiteinsparung. Der Aufwand der Digitalisierung bereits existierender Daten wird hierdurch jedoch nicht gemindert.

Kapitel 2 hat deutlich gezeigt, dass jede der Methoden zur Abschätzung des Biodiversitätsstatus von Land auf lokaler Ebene zwar unter mindestens einem Aspekt von Interesse im Rahmen der BioSt-NachV ist, aber bedingt durch die Tatsache, dass keine der Methoden für den besonderen Fokus der BioSt-NachV entwickelt wurde, keine alle der Aspekte (ausreichend) abdeckt. Die Berücksichtigung der anhand der vorgestellten Methoden bereits ausgewiesenen Flächen bei der Umsetzung der BioSt-NachV kann jedoch aus Biodiversitätsperspektive wichtige Flächen vor der Konvertierung in intensiv genutzte Flächen bewahren. Eine globale Datenbank der gefährdeten Ökosysteme der Welt, vergleichbar zur Roten Liste der IUCN, kann zudem einen großen Beitrag zur Umsetzung der BioSt-NachV leisten, besonders wenn auch räumliche Daten zum Vorkommen der Ökosysteme enthalten sind.

Computerbasierte Hilfsmittel zur Entscheidungsfindung

Daten und Informationen werden zunehmend digitalisiert und weiter aufbereitet, so dass Ihr Nutzungspotenzial besser ausgeschöpft werden kann. Existierende Datenbanken, die bereits jetzt im Kontext der BioSt-NachV von Nutzen sein können, umfassen die IUCN Rote Liste der bedrohten Arten (<http://www.iucnredlist.org/>), die Datenbank der Global Biodiversity Information Facility (GBIF, <http://www.gbif.org/>), die World Database on Protected Areas (WDPA, <http://www.wdpa.org/>) und zahlreiche weitere (siehe auch Liste zu globalen Daten im Hintergrundpapier „Dokument AP2-1: Analyse Globaler Datensätze“).

Neben der zunehmenden Digitalisierung und Zugänglichkeit von Datenbanken und Datensätzen werden jedoch auch zunehmend computerbasierte Hilfsmittel entwickelt, die Daten derart miteinander verbinden, dass der Nutzer sie in aufbereiteter und kombinierter Form als Unterstützung zur Entscheidungsfindung nutzen kann. Ein Beispiel

für ein solches Hilfsmittel ist NatureServe Vista, welches laut der Entwickler zur Naturschutzplanung, wie auch zur Integration von Naturschutz mit anderen Planungsaktivitäten im Bereich Landnutzung, Transport, Energie und Management natürlicher Ressourcen eingesetzt werden kann (NatureServe 2009). Zur Zeit ist Version 2.0 im Internet frei verfügbar (<http://www.natureserve.org/prodServices/vista/overview.jsp>). Es muss jedoch beachtet werden, dass derartige Computerprogramme meist noch immer auf existierende Daten angewiesen sind, die zunächst eingespeist werden müssen, bevor maximales Nutzungspotenzial erreicht werden kann.

Auf europäischer Ebene und speziell für die Einschätzung von Einflüssen der Umsetzung von Policy Maßnahmen auf die Biodiversität (hier im Sinne von Arten) wurde das computerbasierte Hilfsmittel BioScore entwickelt (Delbaere *et al.* 2009). Es kann für Abschätzungen in den Sektoren Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Energie, Transport, Umwelt und Stadtentwicklung genutzt werden und basiert auf einer Datenbank mit detaillierten Informationen zu präferierten Umweltbedingungen von Arten. BioScore kann sowohl für retrospektive Abschätzungen, als auch für zukunftsorientierte Abschätzungen angewandt werden kann. Eine der drei bisherigen Tests der Nutzbarkeit des Hilfsmittels betrachtet bereits mögliche Folgen des Anbaus von Biomasse zur Herstellung flüssiger Biokraftstoffe unter verschiedenen Szenarien in Europa (Eggers *et al.* 2009). Version 1.0 des Programms kann kostenfrei aus dem Internet heruntergeladen werden, siehe <http://www.bioscore.eu/download.html>.

Eine vielversprechende Initiative, die auf die wachsende Nachfrage nach einem robusten und transparenten globalen System des Monitoring, der Berichterstattung und Verifizierung (Monitoring, Reporting and Verification, MRV) im Rahmen von REDD-Mechanismen hin ins Leben gerufen wurde, ist das Kooperationsprojekt „Planetary Skin“ von CISCO und NASA (Castilla-Rubio und Willis 2009). Planetary Skin soll ein umfassendes globales System zur Beobachtung des Zustands der Umwelt werden, gleich eines Nervensystems der Welt, welches Daten zahlloser Quellen vereint. Die Daten sollen nicht nur in analysierter Form zugänglich sein, sondern auch mit einer ganzen Reihe von computerbasierten Hilfsmitteln der Entscheidungsfindung verknüpft werden (Castilla-Rubio und Willis 2009). Als Prototyp soll „Rainforest Skin“, eine offene Netzwerk-Plattform, die fast-Echtzeit Massen-Fern-erkundungsdaten aus vielen Teilen der Welt präsentieren wird, entwickelt werden. Mehr Informationen bietet die Planetary Skin Webpage: <http://www.planetaryskin.org/>.

4 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

4.1 Schlussfolgerungen

Schlussfolgerung zu Methoden die Fernerkundungsdaten verwenden: Kein alleiniger Satellitensensor wird helfen können, den Biodiversitätsstatus von Land zu identifizieren. Zudem bestimmt die Operabilität von Sensoren ihre Nutzbarkeit und zur Zeit ist nur Landsat tatsächlich operabel (jedoch hat Landsat 7 (15/30m Auflösung) Abbildungsprobleme, so dass momentan nur Landsat 5 wirklich zur Verfügung steht). Daten mit Referenzdatum 01. Januar 2008 können nicht rückwirkend und mit globaler Abdeckung erwartet werden. Wo Satellitenbilder mit ausreichender Auflösung existieren, kann eine Analyse rückwirkend zur Klärung des Biodiversitätsstatus von Waldflächen, zum Beispiel bezüglich Anzeichen menschlicher Aktivitäten, beitragen. Fernerkundungsdaten allein können jedoch keine Antwort auf die hiesige Frage der Identifikation von gefährdeten Arten und Ökosystemen geben. Eine Validierung von Informationen auf lokaler Ebene, die Kalibrierung existierender Fernerkundungsdaten, sowie Vergleichsmessungen auf lokaler Ebene sind nötig.

Schlussfolgerung zu Methoden auf lokaler Ebene: Es wird vorgeschlagen, dass für den Flächennachweis im Interesse unterschiedlicher Paragraphen der Verordnung entsprechend angepasste Methoden der lokalen Datenerhebung angewandt werden. Es kann beispielsweise der HNV Ansatz zum Nachweis von künstlich geschaffenen Grünland mit hoher Biodiversität benutzt werden, während auf natürlichen Grünlandflächen wiederum andere Ansätze, z.B. KBA oder angepasste Rapid Assessments für das Kriterium „große Biodiversität“, benutzt werden. Die Kriterien zu intakten ökologischen Merkmalen und Prozessen bedürfen zunächst der Einigung auf Kriterien und müssen dann durch andere Ansätze abgehandelt werden. Die nachfolgende Tabelle stellt noch einmal alle betrachteten Ansätze nebeneinander und gibt an, welche Ansätze welche Aspekte abdecken.

Tabelle 4-1 Vergleichender Einschätzung der betrachteten Ansätze

Ansätze	KBA	HCV	HNV	RA	IA	GA
Relevant für § 4 Abs. 3						
Einheimische Arten bewaldeter Flächen	-	-	+	-	-	Evtl.
Menschliche Aktivitäten auf Waldflächen	-	-	+	-	-	Evtl.
Intakte Ökosystemprozesse	-	+/-	-	-	+	+
Relevant für § 4 Abs. 4 Satz 2						
Seltene/bedrohte/gefährdete Arten	+	+	+	+	+	+
Seltene/bedrohte/gefährdete Ökosysteme	-	+	+	+	+	+
Generelle / Übergreifende Aspekte						
Artenreichtum	-	Evtl.	+	+	-	+
Eindeutigkeit der Kriterien	+	-	+	-	-	-
Hinzuziehung lokaler Daten	+	Evtl.	-	+	+	+
Berücksichtigung genutzter und ungenutzter Flächen	+	+	-	+	+	+

4.2 Empfehlung

A. Fernerkundungsmethoden

A-1 Im Rahmen des **§ 4 Abs. 3 (Primärwälder)** wird empfohlen, aktuelle satellitenbasierte Fernerkundungsmethoden heranzuziehen, um eine Verbreitungskarte von potentiellen Primärwäldern im Jahr 2008 zu erstellen. Diese sollte an den methodischen Ansatz der Datenquelle Global Intact Forest Landscape anknüpfen.

a) Dabei ist insbesondere die **Flächengröße**, die für das **Ablaufen ungestörter ökologischer Prozesse** nötig ist, zu reflektieren. Für die Flächengröße wird vorgeschlagen, dass die Ausdehnung einer Fläche eine minimale Breite von 10 km nicht unterschreiten darf, ohne dass eine Mindestgröße berücksichtigt wird, so dass die Mindestgröße der Fläche eines Kreises mit einem Durchmesser von 10 km (=78,5 km²) entspricht (Global Intact Forest Landscape: 10 km Ausdehnung und Mindestgröße von 500 km²).

b) Zudem ist menschliche Infrastruktur (Strassen, Bergbauflächen, Pipelines, Stromleitungen, Siedlungen, etc.) zu identifizieren, um die ein Puffer mit einer Breite gelegt wird, für die mit Randeffekten bzw. **menschlichen Aktivitäten** zu rechnen ist. Die Weite des Puffers kann nach lokalen/regionalen Gegebenheiten variieren, sollte aber nicht mehr als 1 km betragen. Generell ausgenommen sind Siedlungen indigener Bevölkerung.

A-2 Im Rahmen des **§ 4 Abs. 3** können aktuelle satellitenbasierte Fernerkundungsmethoden nur sehr eingeschränkt herangezogen werden.

a) In Abhängigkeit von ihrer räumlichen Ausdehnung und ihren spektralen Eigenschaften, besteht die Möglichkeit, ausgewählte **seltene, bedrohte oder gefährdete Ökosysteme** mit Hilfe von satellitenbasierten Fernerkundungsmethoden zu identifizieren. Es wird empfohlen, in den noch zu erstellenden Listen der seltenen, bedrohten oder gefährdeten Ökosystemen diejenigen Ökosysteme auszuweisen, die eindeutig mit Fernerkundungsmethoden erkannt werden können. Damit kann die Fernerkundung einen Beitrag zur Identifizierung ausgewählter seltener, bedrohter oder gefährdeter Ökosysteme – insbesondere zum Referenzzeitpunkt 2008 – leisten. Diese Analyse ist aber nicht vollständig und bedarf weiterer Daten wie Felderhebungen.

b) **Seltene, bedrohte oder gefährdete Arten** können in der Regel nicht durch Fernerkundungsmethoden identifiziert werden. Eine Annäherung kann auf indirektem Wege – jedoch nur für ausgewählte Arten – über Habitattypen bzw. Ökosysteme, in denen seltene, bedrohte oder gefährdete Arten mit hoher Wahrscheinlichkeit vorkommen können, erfolgen.

B. Feldmethoden

- B-1 Im Rahmen des **§ 4 Abs. 3 (Primärwälder)** kann keine der sechs berücksichtigten methodischen Ansätze auf lokaler Ebene (Feldmethoden) zur Identifizierung von Primärwäldern und sonstige naturbelassenen Flächen im Sinne der BioSt-NachV empfohlen werden. Ein Nachweissystem sollte an dieser Stelle auf indirekte Ausschlusskriterien aufbauen (z.B. in 2008 kein Wald, nachweislich vor 2008 forstwirtschaftlich genutzt, Vorkommen nicht heimischer Baumarten mit einer Überschilderung von mehr als 5%).
- B-2 Die sechs berücksichtigten methodischen Ansätze auf lokaler Ebene (Feldmethoden) sind hingegen alle grundsätzlich geeignet, um **seltene, bedrohte oder gefährdete Ökosysteme und Arten** im Feld zu identifizieren. Nach der BioSt-NachV § 4 Abs. 4 Satz 2 sind lediglich die Flächen zu berücksichtigen, die von der EU-Kommission als Flächen für den Schutz seltener, bedrohter oder gefährdeter Ökosysteme oder Arten anerkannt sind. Da in vielen Regionen der Welt die nötige Felderfassung noch nicht stattgefunden hat und zu dem die Anerkennung durch die EU-Kommission generell noch aussteht, wird empfohlen, nach dem **Vorsorgeprinzip** die Flächen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit von der EU-Kommission als Flächen für den Schutz seltener, bedrohter oder gefährdeter Ökosysteme oder Arten anerkannt werden, zu identifizieren und bereits vor der Anerkennung als Naturschutzzwecken dienende Flächen zu behandeln. Folgende Empfehlungen werden gegeben:
- a) Für bestehende sowie für zukünftige Erhebungen mit Hilfe einer der sechs berücksichtigten Methoden muss nachgewiesen werden, dass die zum Erhebungszeitpunkt aktuellen Versionen der in § 4 Abs. 4 Satz 2 angeführten Listen berücksichtigt wurden. Ist dies der Fall, so können die Erhebungen als Nachweis im Rahmen der BioSt-NachV verwendet werden.
- b) Im Fall, dass bei der Anwendung eines der methodischen Ansätze eine Prioritätensetzung von Schutzflächen durchgeführt wurde (insbesondere KBA, HNV-Flächen und GA), sind die Originaldaten der Feldmethoden heranzuziehen, da außerhalb der ausgewiesenen Flächen zudem weitere Naturschutzzwecken dienende Flächen liegen können. Fehlen diese Originaldaten, so sind die Produkte wie KBAs zu verwenden und zusätzliche Erhebungen durchzuführen.
- c) Die Erhebung der Daten muss eine flächendeckende Aussage im Bereich des Anbaugesbiets mit einer ausreichenden räumlichen Auflösung liefern, damit auch kleinräumige Habitattypen bzw. Ökosysteme erfasst werden können. Die räumliche Auflösung ist an die zu erwartende Ausdehnung der Habitattypen bzw. Ökosysteme regional anzupassen.

d) Wenn zum Referenzzeitpunkt in 2008 noch keine Erhebung durchgeführt worden ist, ist eine rückwirkende Einschätzung von Flächen nur sehr eingeschränkt möglich. Es wird empfohlen, dass basierend auf einer aktuellen Erhebung ein gutachterlicher Nachweis vorzulegen ist, der zeigt, dass mit hoher Wahrscheinlichkeit auch zum Referenzzeitpunkt eine Fläche keine Naturschutzzwecken dienende Fläche gemäß § 4 Abs. 4 Satz 2 war. Es wird empfohlen, dass dieser gutachterlicher Nachweis spätestens bis Ende 2013 zu erbringen ist, da eine Einschätzung nach diesem Zeitpunkt nicht mehr als verlässlich eingestuft wird.

e) Eine Wiederholung des Nachweises ist spätestens nach fünf Jahren erneut zu erbringen.

5 Literaturverzeichnis

- Andersen E. (ed.) (2003). Developing a high nature value farming area indicator. Internal report. EEA, Copenhagen.
- Asner, G.P., D.E. Knapp, E.N. Broadbent, P.J.C. Oliveira, M. Keller, and J.N. Silva. (2005). Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* 310:480-482.
- Asner, G. P., Hughes, R. F., Varga, T. A., Knapp, D. E., and Kennedy-Bowdoin, T. (2009). Environmental and Biotic Controls over Aboveground Biomass Throughout a Tropical Rain Forest. *Ecosystems* 12, 261-278.
- Baccini, A., Laporte, N., Goetz, S. J., Sun, M., and Dong, H. (2008). A first map of tropical Africa's above-ground biomass derived from satellite imagery. *Environmental Research Letters* 3, 045011.
- BC Ministry of Environment (2006) Standard for Mapping Ecosystems at Risk in British Columbia. An Approach to Mapping Ecosystems at Risk and Other Sensitive Ecosystems. The Province of British Columbia, Victoria, Canada. Online verfügbar, siehe http://ilmbwww.gov.bc.ca/risc/pubs/teecolo/habitat/as-sets/standards_for_mapping_ear_version1.pdf (Zugriff 22.07.2009).
- BC Ministry of the Environment (2009) B.C. Conservation Data Center: Publications by CDC Staff. Publikationen online verfügbar, siehe <http://www.env.gov.bc.ca/cdc/publications.html> (Zugriff 22.07.2009).
- Bertzky, M. and Stoll-Kleemann, S. (2009) Multi-level discrepancies with sharing data on protected areas: What we have and what we need for the global village. *Journal of Environmental Management* 90, 8-24.
- Brazilian Ministry of the Environment (2007) Priority Areas for the Conservation, Sustainable Use and Benefit Sharing of Brazilian Biological Diversity. UPDATE: MMA Administrative Ruling n° 9, of 23 January 2007. Ministry of the Environment – MMA. Brasília, Brazil. Online verfügbar, siehe http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/arquivos/Priority_Area_Book.pdf + Karte in pdf-Format, siehe http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/arquivos/Priority_Area_Map.pdf und map-server, siehe <http://mapas.mma.gov.br/mapas/aplic/probio/areaspriori.htm?b46f28d92490feae68094cc957cdc3b5> (Zugriff 22.07.2009).
- Burns, S., Tapper, N., Packham, D. (2005) The spatial and temporal distribution of dry season fires on indigenous lands of North-Central Arnhem Land: A feasibility study using MODIS satellite imagery. Proceedings of SSC 2005 Spatial Intelligence, Innovation and Praxis: The national biennial Conference of the Spatial Sciences Institute, September, 2005. Melbourne. Australia, 89-98.
- Cadrin, C. and von Sacken, B. (2000). Gap Analysis for Ecosystems and Species at Risk Using Terrestrial Ecosystem Mapping. In: Proceedings of a Conference on the Biology and Management of Species and Habitats at Risk, Kamloops, B.C., 15 - 19 Feb., 1999. Volume One. (, Ed.L. M. Darling.) B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, B.C. and University College of the Cariboo, Kamloops, B.C. 490pp.: pp. 131-140.
- Castilla-Rubio, J. C. and Willis, S. (2009). Planetary Skin. A Global Platform for a New Era of Collaboration. Cisco Internet Business Solutions Group (IBSG): San Jose, CA, USA.

- CBD (2006) Voluntary Guidelines on Biodiversity-Inclusive Impact Assessment. Eighth meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, Curitiba, Brazil, 20-31 March 2006, UNEP/CBD/ COP/8/27/Add.2.
- Commonwealth of Australia (1999) Independent Review of the Environment Protection and Biodiversity Conservation Act 1999. Interim Report. Chapter 12: Threatened species and ecological communities. Australian Government Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts, Canberra, Australia. Online verfügbar, siehe <http://www.environment.gov.au/epbc/review/publications/pubs/12-threatened.pdf> (Zugriff 22.07.2009).
- Council of the European Communities (1992) Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.
- Datta, A., Anand, M.O., Naniwadekar, R. (2008) Empty forests: Large carnivore and prey abundance in Namdapha National Park, north-east India. *Biological Conservation* 141 (5), 1429-1435.
- Delbaere, B., Nieto Serradilla, A., Snethlage, M. (Eds.) (2009) BioScore: A tool to assess the impacts of European Community policies on Europe's biodiversity. ECNC, Tilburg, the Netherlands.
- Driver, A., Maze, K., Lombard, A.T., Nel, J., Rouget, M., Turpie, J.K., Cowling, R.M., Desmet, P., Goodman, P., Harris, J., Jonas, Z., Reyers, B., Sink, K., Strauss, T. (2005) National Spatial Biodiversity Assessment 2004: priorities for biodiversity conservation in South Africa. *Strelitzia* 17. South African National Biodiversity Institute, Pretoria, Republic of South Africa. Online verfügbar, siehe http://bgis.sanbi.org/nsba/NSBA_Report.pdf (Zugriff 24.07.2009).
- Dudley, N., Parish, J. (2006) Closing the Gap. Creating Ecologically Representative Protected Area Systems: A Guide to Conducting the Gap Assessments of Protected Area Systems for the Convention on Biological Diversity. Technical Series no. 24. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada.
- EEA (2004). High nature value farmland: characteristics, trends and policy challenges. EEA report No 1/2004. EEA: Copenhagen, Denmark.
- Eggers, J., Troeltzsch, K., Falcucci, A., Maiorano, L., Verburg, P. H., Framstad, E., Louette, G., Maes, D., Nagy, S., Ozinga, W., and Delbaere, B. (2009). Is biofuel policy harming biodiversity in Europe? *GCB Bioenergy* 1, 18-34.
- Espinoza, G., Alzina, V. (Hrsg.) (2001) Review of Environmental Impact Assessment in Selected Countries of Latin America and the Caribbean. Methodology, Results and Trends. Inter-American Development Bank, IDB, Center for Development Studies: Santiago de Chile, Chile.
- Essl, F., Egger, G., Ellmauer, T., Aigner, S. (2002) Rote Liste der gefährdeten Biotop-typen Österreichs: Wälder, Forste, Vorwälder. Umweltbundesamt, Monographien Band 156. Manz Crossmedia GmbH, Wien, Österreich. Online verfügbar, siehe <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/M156z.pdf> (Zugriff 22.07.2009)
- Essl, F., Egger, G., Karrer, G., Theiss, M., Aigner, S. (2004) Rote Liste der gefährdeten Biotop-typen Österreichs: Grünland, Grünlandbrachen und Trockenrasen, Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume, Gehölze des Offenlandes und Gebüsche. Umweltbundesamt, NW Verlag, Wien, Österreich.
- Essl, F., Egger, G., Poppe, M., Rippel-Katzmaier, I., Staudinger, M., Muhar, S., Unterlercher, M., Michor, K. (2008) Rote Liste der gefährdeten Biotop-typen Österreichs.

- Binnengewässer, Gewässer- und Ufervegetation, Technische Biotoptypen und Siedlungsbiotoptypen. Umweltbundesamt, Monographien REP-0134, 316, NW Verlag, Wien, Österreich.
- Gillespie, T.W., Foody, G.M., Rocchini, D., Giorgi, A.P., Saatchi, S. (2008). Measuring and modelling biodiversity from space. *Progress in Physical Geography* 32, 203-221.
- Goetz, S., Baccini, A., Laporte, N., Johns, T., Walker, W., Kellndorfer, J., Houghton, R., Sun, M. (2009) Mapping and monitoring carbon stocks with satellite observations: a comparison of methods. *Carbon Balance and Management* 4, 2.
- Hansen, M. C., Stehman, S. V., Potapov, P. V., Loveland, T. R., Townshend, J. R. G., DeFries, R. S., Pittman, K. W., Arunarwati, B., Stolle, F., Steininger, M. K., Carroll, M., and DiMiceli, C. (2008). Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105, 9439-9444.
- IAIA (2005) Biodiversity in Impact Assessment. Special Publication Series No. 3, July 2005. International Association for Impact Assessment, IAIA. Online verfügbar, siehe <http://www.iaia.org/publicdocuments/pdf/SP3.pdf> (Zugriff 27.07.2009).
- IEEP (2007) HNV Indicators for Evaluation, Final report for DG Agriculture. Contract notice 2006-G4-04.
- Jha, C. S., Goparaju, L., Tripathi, A., Gharai, B., Raghubanshi, A. S., and Singh, J. S. (2005). Forest fragmentation and its impact on species diversity: an analysis using remote sensing and GIS. *Biodiversity and Conservation* 14, 1681-1698.
- Kennedy, R.E., Townsend, P.A., Gross, J.E., Cohen, W.B., Bolstad, P., Wang, Y.Q., Adams, P. (2009) Remote sensing change detection tools for natural resource managers: Understanding concepts and tradeoffs in the design of landscape monitoring projects. *Remote Sensing of Environment* 113: 1382-1396.
- Knight, A. T., Smith, R. J., Cowling, R. M., Gesmet, P. G., Faith, D. P., Ferrier, S., Gelderblom, C. M., Grantham, H., Lombard, A. T., Maze, K., Nel, J. L., Parrish, J. D., Pence, G. Q. K., Possingham, H., Reyers, B., Rouget, M., Roux, D., and Wilson, K. A. (2007). Improving the Key Biodiversity Areas Approach for Effective Conservation Planning. *Bioscience* 57, 256-261.
- Oliveira, P.J., G.P. Asner, D.E. Knapp, A. Almeyda, R. Galvan-Gildemeister, S. Keene, R.F. Raybin, and R.C. Smith. 2007. Land-use allocation protects the Peruvian Amazon. *Science* 317:1233-1236.
- Koh, L.P., Levang, P., Ghazoul, J. (2009) Designer landscapes for sustainable biofuels. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 431-438.
- Langhammer, P.F., Bakarr, M.I., Bennun, L.A., Brooks, T.M., Clay, R.P., Darwall, W., De Silva, N., Edgar, G.J., Eken, G., Fishpool, L.D.C., Fonseca, G.A.B. da, Foster, M.N., Knox, D.H., Matiku, P., Radford, E.A., Rodrigues, A.S.L., Salaman, P., Sechrest, W., and Tordoff, A.W. (2007). Identification and Gap Analysis of Key Biodiversity Areas: Targets for Comprehensive Protected Area Systems. Gland, Switzerland: IUCN.
- Lentile, L. B., Holden, Z. A., Smith, A. M. S., Falkowski, M. J., Hudak, A. T., Morgan, P., Lewis, S. A., Gessler, P. E., and Benson, N. C. (2006). Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. *International Journal of Wildland Fire* 15, 319-345.

- MA (2005). Ecosystems and human well-being: current state and trends: findings of the Condition and Trends Working Group. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press: Washington, Covelo, London.
- McCullough, J., Alonso, L.E., Naskrecki, P., Wright, H.E., and Osei-Owusu, Y. (eds.). 2007. A Rapid Biological Assessment of the Atewa Range Forest Reserve, Eastern Ghana. RAP Bulletin of Biological Assessment 47. Conservation International, Arlington, VA.
- McCullough, J., Hoke, P., Naskrecki, P., and Osei-Owusu, Y. (eds.) (2008). A Rapid Biological Assessment of the Ajenjua Bepo and Mamang River Forest Reserves, Ghana. RAP Bulletin of Biological Assessment 50. Conservation International, Arlington, VA, USA.
- Melesse, A.M., Weng, Q., Thenkabail, P.S., Senay, G.B. (2007) Remote Sensing Sensors and Applications in Environmental Resource Mapping and Modelling. *Sensors* 7, 3209-3241.
- NatureServe (2009). The NatureServe Vista 2.0 Process: A Guide to Soliciting Expert Input. NatureServe: Arlington, VA, USA.
- PAK-EPA (2005) State of Environment Report 2005. Draft for Consultation. Chapter 5: Biodiversity – Sharing the Environment. Pakistan Environmental Protection Agency, Pakistan. Online verfügbar, siehe <http://www.environment.gov.pk/pub-pdf/StateER2005/Part3-Chp%205.pdf> (Zugriff 22.07.2009).
- PNG FSC Inc. (2005). High Conservation Value Forest Toolkit for Papua New Guinea. A national guide for identifying, managing and monitoring High Conservation Value Forest. Papua New Guinea FSC National Initiative, WWF Papua New Guinea: Boroko, Papua New Guinea.
- Potapov, P., Yaroshenko, A., Turubanova, S., Dubinin, M., Laestadius, L., Thies, C., Aksenov, D., Egorov, A., Yesipova, Y., Glushkov, I., Karpachevskiy, M., Kostikova, A., Manisha, A., Tsybikova, E., and Zhuravleva, I. (2008). Mapping the World's Intact Forest Landscapes by Remote Sensing. *Ecology and Society* 13, 51.
- Ramsar Convention Secretariat (2007). Impact assessment: Guidelines for incorporating biodiversity-related issues into environmental impact assessment legislation and/or processes and in strategic environmental assessment. Ramsar handbooks for the wise use of wetlands, 3rd edition, vol. 13. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- Rennwald, E. (2000) (Hrsg.): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands - mit Datenservice auf CD-ROM. Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 35, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, S. 393-592.
- Richards, S. J. (Hrsg.) (2007). A rapid biodiversity assessment of the Kaijende Highlands, Enga Province, Papua New Guinea. RAP Bulletin of Biological Assessment 45. Conservation International, Arlington, VA, USA.
- Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E. Ssymank, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. *Natursch. Biol. Vielf.* 34, 318 S. Englische Kurzfassung online verfügbar, siehe http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/landschaftsundbiotopschutz/Red_Data_Book_Habitats_krz.pdf (Zugriff 22.07.2009).
- Rumiz, D.I., Mostacedo, B., Cochrane, T., Roza, B. (2004) Guía para la identificación de atributos para definir Bosques de Alto Valor de Conservación en Bolivia. CFV, Santa Cruz, Bolivia.

- Sattler, P., Creighton, C. (2002) Australian Terrestrial Biodiversity Assessment 2002. National Land and Water Resources Audit, online verfügbar, siehe http://www.anra.gov.au/topics/vegetation/pubs/biodiversity/bio_assess_threat.html (Zugriff 23.07.2009).
- Schmitt C.B., Belokurov A., Besançon C., Boisrobert L., Burgess N.D., Campbell A., Coad L., Fish L., Gliddon D., Humphries K., Kapos V., Loucks C., Lysenko I., Miles L., Mills C., Minnemeyer S., Pistorius T., Ravilious C., Steininger M. and Winkel G. 2008. Global Ecological Forest Classification and Forest Protected Area Gap Analysis. Analyses and recommendations in view of the 10% target for forest protection under the Convention on Biological Diversity (CBD). Freiburg University Press, Freiburg, Germany.
- Stewart, C., George, P., Rayden, T., and Nussbaum, R. (2008). Good practice guidelines for High Conservation Value assessments. ProForest: Oxford, UK.
- Thenkabail, P. S., Enclona, E. A., Ashton, M. S., Legg, C., and de Dieu, M. J. (2004). Hyperion, IKONOS, ALI and ETM+ sensors in the study of African rainforests. *Remote Sensing of Environment* 90, 23-43.
- Traxler A., Minarz E., Englisch T., Fink B., Zechmeister H. und Essl, F. (2005): Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs: Moore, Sümpfe und Quellfluren; Hochgebirgsrasen, Pionier-, Polster- und Rasenfragmente, Schneeböden der nemoralen Hochgebirge; Äcker, Ackerraine, Weingärten und Ruderalfluren; Zwergstrauchheiden; Geomorphologisch geprägte Biotoptypen. Monographien M-174, Umweltbundesamt Wien, Österreich.
- UNDP/UNEP/GEF (2001) The Integration of Biodiversity into National Environmental Assessment Procedures. National Case Studies. Kyrgyz Republic. Produced for the Biodiversity Planning Support Programme. Online verfügbar, siehe [http://www.unep.org/bpsp/EIA/Case%20Studies/Kyrgyz%20\(EIA\).pdf](http://www.unep.org/bpsp/EIA/Case%20Studies/Kyrgyz%20(EIA).pdf) (Zugriff 24.07.2009).
- Williams, P. A., Wiser, S., Clarkson, B., and Stanley, M. C. (2007). New Zealand's historically rare terrestrial ecosystems set in a physical and physiognomic framework. *New Zealand Journal of Ecology* 31, 119-128.