

Ökologische Risikobeurteilung an kontaminierten Standorten



lebensministerium.at



AUSTRIAN INSTITUTE
OF TECHNOLOGY



Universität für Bodenkultur Wien

Altlastenmanagement 2010



ÖKOLOGISCHE RISIKOBEURTEILUNG AN KONTAMINIERTEN STANDORTEN

Endbericht zum Arbeitspaket 3 des Projektes
„Altlastenmanagement 2010“
(Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung
von kontaminierten Standorten)

Eva Edelmann

Timo Dörrie

Thomas Reichenauer

Andreas P. Loibner



lebensministerium.at



Universität für Bodenkultur Wien

REPORT
REP-0337

Wien 2011

Projektleitung

Dietmar Müller, Umweltbundesamt

AutorInnen

Eva Edelmann – im Auftrag von: bfe Biotechnologie Forschungs- und Entwicklungs GmbH

Timo Dörrie, Umweltbundesamt

Thomas G. Reichenauer, AIT Austrian Institute of Technology GmbH

Andreas P. Loibner, Universität für Bodenkultur

Lektorat

Maria Deweis, Umweltbundesamt

Brigitte Read, Umweltbundesamt

Satz/Layout

Elisabeth Riss, Umweltbundesamt

Umschlagfoto

© Luftbild: BEV, Landesregierungen und Land-, forst-, und wasserwirtschaftliches Rechenzentrum GmbH/
M. Kaitna

Dank für die Diskussionen in Rahmen von zwei Workshops gilt folgenden ExpertInnen:

Andreas Baumgarten – AGES, Institut für Bodengesundheit und Pflanzenernährung

Philippe Brandner, blp Geoservices GmbH

Michael Enna, Wiener Gewässer Management GmbH

Martin Gerzabek, Universität für Bodenkultur, Department für Wald- und Bodenwissenschaften

Christian Holzer, Lebensministerium

Erwin Huter, ARGE Bildungsmanagement

Harald Kasamas, Lebensministerium

Wolfgang Lantschbauer, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung

Nora Mitterböck, Lebensministerium

Jörg Ott, Universität Wien, Department für Meeresbiologie

Michael Pfeffer, Bundesamt für Wald, Abteilung für Bodenbiologie

Barbara Pippich, Magistrat der Stadt Wien

Michael Rabitsch, Amt der Kärntner Landesregierung

Werner Schier, Lebensministerium

Joop Vegter, Common Forum on Contaminated Land in Europe

Wolfgang Vychtil, Amt der Niederösterreichischen Landesregierung

Karl Wittmann, Medizinische Universität Wien, Abteilung für Ökotoxikologie

Diese Publikation wurde im Auftrag des Lebensministeriums, Abteilung VI/3 erstellt.

Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Druck: Janetschek, 3860 Heidenreichstein



Hergestellt nach der Richtlinie des Österreichischen Umweltzeichens
„Schadstoffarme Druckerzeugnisse“ · Druckerei Janetschek GmbH · UWNr. 637

Gedruckt auf CO₂-neutrale 100 % Recyclingpapier

© Umweltbundesamt GmbH, Wien 2011

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 978-3-99004-139-0

INHALT

ZUSAMMENFASSUNG	5
SUMMARY	7
1 EINLEITUNG	9
2 ÖKOLOGISCHE GRUNDLAGEN	11
2.1 Umwelt und Ökologie	11
2.2 Grundlagen zur Beschreibung von Ökosystemen	12
2.2.1 Ökologische Einheiten und Strukturen	12
2.2.2 Ökologische Prozesse und Funktionen	15
2.2.3 Anthropogene Störeinflüsse auf Ökosysteme	22
3 BESTIMMUNG UND BEURTEILUNG ÖKOTOXIKOLOGISCHER EFFEKTE	24
3.1 Grundlagen zur Ökotoxizitätsbestimmung	24
3.1.1 Beurteilungsebenen in der Theorie und Messgrößen in der Praxis	25
3.1.2 Response-Ebenen	27
3.1.3 Akute und chronische Exposition	31
3.1.4 Konzentrations-Wirkungs-Kurven und ökotoxikologische Kenngrößen	32
3.2 Anwendung von Bioassays zur Untersuchung von kontaminierten Böden	34
3.2.1 Ökologische Relevanz	34
3.2.2 Akzeptanz der Testsysteme	35
3.2.3 Durchführbarkeit in der Praxis	36
3.2.4 Vorteile und Limitierungen von Bioassays	37
3.2.5 Beispiele für Bioassays zur Beurteilung kontaminierter Bodenproben	39
3.2.6 Testbatterien	42
3.2.7 Untersuchung des genotoxischen (= mutagenen) Potenzials	43
4 ÖKOLOGISCHE RISIKOBEURTEILUNGSKONZEPTE	46
4.1 Risikobeurteilung allgemein	46
4.2 Ökologische Risikobeurteilung	46
4.2.1 Beurteilung von ökologischen Werten und Funktionen	47
4.2.2 Öko(toxiko)logische Risikobeurteilung	49
4.3 Elemente des Beurteilungsprozesses	51
4.3.1 Gefahr- und Rezeptoridentifikation	51
4.3.2 Abschätzung der Exposition und ökologischer Effekte	52
4.3.3 Ermittlung des ökologischen Risikos	53

4.4	Umsetzungsmöglichkeiten der ökologischen Risikobeurteilung	53
4.4.1	Auslösekriterien zur Durchführung einer ökologischen Risikobeurteilung	53
4.4.2	Einsatz der Triade bei der ökologischen Risikobeurteilung	57
4.4.3	Abgestufte Vorgangsweise (Tiered Approach) zur ökologischen Risikobeurteilung	61
5	GRUNDKONZEPT ZUR ÖKOLOGISCHEN RISIKOBEURTEILUNG IN ÖSTERREICH	70
5.1	Rahmenbedingungen für eine ökologische Risikobeurteilung	70
5.2	Empfehlungen zur Anwendung einer ökologischen Risikobeurteilung an kontaminierten Standorten	72
5.2.1	Kriterien für die Durchführung	72
5.2.2	Die drei Beweislinien der Triade	77
5.2.3	Ablauf einer abgestuften ökologischen Risikobeurteilung	80
6	EMPFEHLUNGEN	84
6.1	Erstellung einer Handlungsempfehlung	84
6.1.1	Ökotoxikologisch abgeleitete Prüfwerte	84
6.1.2	Auswahl von Bioassays für Screening-Tests	85
6.1.3	Zusammenstellung geeigneter Testbatterien	85
6.1.4	Entwicklung eines Beurteilungsschemas	85
6.2	Praktische Erprobung an Demonstrationsstandorten	86
7	LITERATURVERZEICHNIS	88
8	GLOSSAR	94

ZUSAMMENFASSUNG

Eine Beurteilung ökologischer Risiken bei kontaminierten Standorten wird international seit Langem diskutiert. In einzelnen europäischen Ländern existieren auch bereits Ansätze zur Umsetzung in der Praxis. Da in Österreich bisher keine eingehendere Diskussion des Themenkreises stattgefunden hat und dementsprechend auch kein praktikabler Ansatz vorliegt, werden im vorliegenden Bericht – ausgehend von einer Beschreibung maßgeblicher ökologischer Prinzipien und Mechanismen – ein übergeordnetes Konzept zur ökologischen Risikobeurteilung beschrieben sowie Möglichkeiten der Umsetzung in Österreich dargestellt.

Einführend werden grundlegende ökologische Parameter und Prozesse dargestellt, wie z. B. die Stufen der biologischen Organisation oder biogeochemische Stoffkreisläufe, aber auch die von einem Ökosystem erbrachten Dienstleistungen für den Menschen. Alle diese ökologischen Strukturen, Prozesse oder Dienstleistungen können durch die Wirkung von Schadstoffen erheblich verändert oder auch anhaltend und irreversibel geschädigt werden.

Die möglichen Auswirkungen auf Tiere und Pflanzen hängen dabei einerseits vom toxikologischen Potenzial der konkreten Schadstoffe ab sowie andererseits von der Schadstoffkonzentration und der Dauer der Exposition des konkreten Rezeptors.

Das toxikologische Potenzial eines Schadstoffes kann mit Ökotoxizitätstests unter Ermittlung der Schadwirkung bei verschiedenen Konzentrationen erfasst werden.

Das Ausmaß der Exposition wird nach Möglichkeit vor Ort gemessen oder kann auch mit entsprechenden Modellen abgeschätzt werden. Werden nun für einen kontaminierten Standort das toxikologische Potenzial und die Exposition kombiniert, so kann das Risiko abgeschätzt werden, ob und in welchem Ausmaß ein negativer Effekt auftritt (z. B. ob bei einer an einem kontaminierten Standort durchschnittlichen Schadstoffkonzentration (Exposition) nur 20 % der Zielorganismen mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % überleben werden).

Ähnliche Beschreibungen anhand von Konzentrations-Wirkungs-Kurven für ausgewählte Referenzorganismen unterschiedlicher taxonomischer und funktioneller Gruppen (z. B. Mikroorganismen, Regenwürmer, Pflanzen) können auch zur Ableitung von ökotoxikologischen Prüfwerten herangezogen werden.

Als Instrument zur Abschätzung möglicher ökologischer Störeinflüsse bei kontaminierten Standorten können sogenannte Bioassays – d. h. biologische Tests mit ausgewählten Organismen und Proben eines kontaminierten Standorts – eingesetzt werden. Im Unterschied zu den oben angeführten Ökotoxizitätstests werden hier nicht einzelne Chemikalien sondern kontaminierte Proben ohne vollständige Kenntnis der vorhandenen Schadstoffe auf ihre Toxizität untersucht. Mit Hilfe dieser Tests kann die Toxizität einer Bodenprobe auf einfache Art und Weise bestimmt werden. Gleichzeitig kann durch Kombination mehrerer aussagekräftiger biologischer Tests auf die Gefährdung bestimmter ökologischer Funktionen oder Serviceleistungen geschlossen werden.

**ökologische Risiko-
bewertung in
Österreich**

Ökotoxizitätstests

Risikoabschätzung

**ökotoxikologische
Prüfwerte**

**Einsatz von
Bioassays zur Toxi-
zitätsbestimmung**

**Einsatz der Triade
zur Risikoermittlung**

Die Ermittlung des Risikos erheblicher ökologischer Wirkungen und Veränderungen bei kontaminierten Standorten erfolgt bevorzugt unter Einsatz der sogenannten Triade, d. h. einer Kombination dreier unterschiedlicher Beweislinien:

- i. Ergebnisse chemischer Analytik (gemessene Schadstoffkonzentrationen),
- ii. Toxizitätstests mit kontaminierten Medien (Bioassays) und
- iii. ökologische Untersuchungen (z. B. Feldstudien).

Die Triade bietet dabei die Möglichkeit, die Vorteile jeder einzelnen Beweislinie optimal zu nutzen und somit die Unsicherheiten einer Aussage über ökologische Risiken zu reduzieren.

**abgestufte
ökologische
Risikobeurteilung**

Dieser Ansatz kann insbesondere in Form einer abgestuften ökologischen Risikobeurteilung vorteilhaft genutzt werden, bei der schrittweise von einer einfachen konservativen Beurteilung zu einem komplexen und spezifischen Untersuchungsprogramm übergegangen wird. Dadurch kann Anforderungen zu einer effizienten Untersuchung und Beurteilung von kontaminierten Standorten, im Sinne eines zweckmäßigen Zeit- und Kostenaufwandes, Rechnung getragen werden.

**Grundkonzept der
ökologischen
Risikobeurteilung**

Ein entsprechendes Grundkonzept zur möglichen Umsetzung der ökologischen Risikobeurteilung an kontaminierten Standorten in Österreich wurde im Rahmen eines offenen Diskussionsprozesses erarbeitet. Die dargestellten allgemeinen ökologischen und konzeptionellen Fragestellungen sowie die existierenden Lösungsansätze und Untersuchungsmethoden wurden dabei auch im Rahmen von zwei Workshops mit externen ExpertInnen aus Wissenschaft, Verwaltung und Wirtschaft diskutiert.

**Einbeziehung von
Nutzungsklassen**

Ökologische Risikobeurteilungen sollen in Abhängigkeit von der Nutzung nur an ausgewählten kontaminierten Standorten durchgeführt werden. Dazu wurde in das vorgeschlagene Grundkonzept zur ökologischen Risikobeurteilung der Bezug zu Nutzungsklassen (z. B. „Landwirtschaft und Gartenbau“, „Freizeit und Erholung“, „Industrie, Gewerbe und Verkehr“) integriert.

Konzeptiv stehen jene Bodenfunktionen und Ökosystem-Dienstleistungen im Vordergrund, die für die jeweilige Flächennutzung besonders relevant sind (z. B. Biomasseproduktion für landwirtschaftlich genutzte Flächen). Darüber hinaus sollen nutzungsspezifische (Flächen-)Kriterien definiert werden (z. B. für wenig sensitive Nutzungen wie Industrie- und Gewerbegebiete ist eine ökologische Risikobeurteilung erst ab einer bestimmten Ausdehnung der kontaminierten Fläche erforderlich).

**grundsätzliche
Empfehlungen**

Zur Umsetzung der ökologischen Risikobeurteilung wird im Rahmen einer abgestuften Vorgangsweise die Anwendung einer Triade in Form eines nutzungsspezifischen Konzeptes empfohlen. Dementsprechend wären über chemische Untersuchungen hinaus in Zukunft bei kontaminierten Standorten auch verstärkt begleitende ökotoxikologische Untersuchungen durchzuführen. In Einzelfällen können als abschließender Schritt auch ökologische Felduntersuchungen zweckmäßig sein.

**weitere Unter-
suchungen sind
notwendig**

Um das für Österreich vorgeschlagene Konzept in die Praxis umzusetzen, werden noch anwendungsbezogene Recherchen und Untersuchungen notwendig sein. Diese werden in Kapitel 6 erläutert. Des Weiteren wird das Potenzial eines lösungsorientierten und praktikablen Ansatzes dargestellt.

SUMMARY

The implementation of Ecological Risk Assessments (ERAs) at contaminated sites has been the subject of international discussions for many years, with several European countries having a framework already in place to facilitate the application of ERA. However, an in-depth discussion of this subject has not happened in Austria and, as a consequence, an overall framework for ERAs and how to use them is not yet available. On the basis of a description of the relevant ecological principles and mechanisms, a potential framework is suggested in this report, including possibilities for its application in Austria.

ecological risk assessment in Austria

Fundamental ecological parameters and processes such as the levels of biological organisation or biogeochemical cycles, and services that ecosystems provide to humans are introduced, as well as hazardous substances which may impact these ecological values in a negative way or even cause permanent and irreversible damage to the ecosystem.

Possible impacts on animals and plants strongly depend on the toxic potential and the concentration of a particular contaminant as well as on the duration of exposure.

The toxicological potential of a hazardous substance can be assessed through ecotoxicity tests by exposing test organisms to different contaminant concentrations and monitoring the extent of the provoked negative effects.

ecotoxicity tests

The magnitude of exposure can either be assessed at the site or estimated by the use of models. By linking the toxicological potential to the magnitude of exposure at a certain contaminated site, the risk which is present at this particular site can be estimated, i.e. whether – and to what extent – a negative ecological effect will occur – for example that 20% of the organisms on a site will survive with a probability of 95% at a given average contaminant concentration (i.e. exposure).

risk assessment

Moreover, dose-response-relationships for key species of taxonomic and structurally relevant groups (e.g. microorganisms, invertebrates and plants) may be used to derive ecotoxicological guideline values.

ecotoxicological guideline values

So-called “bioassays” can also be used, which comprise a sophisticated tool to assess the ecological impact at contaminated sites directly by exposing site material to selected test organisms. In comparison to ecotoxicity tests (see above), contaminated media rather than individual hazardous chemicals are tested for negative effects with limited knowledge of the contaminants present in the sample and their individual toxicity. Such bioassays provide an easy-to-use tool for the assessment of a sample’s specific toxicity. Additionally, a set of appropriate tests may enable conclusions with regard to the impairment of ecological functions or services.

employment of bioassays for toxicity assessment

For assessing significant ecological risks posed by contaminated sites, the use of what is referred to as the TRIAD approach is suggested, namely a combination of three different lines of evidence:

application of the TRIAD for assessing risks

- i. pollutant concentrations as measured by means of chemical analysis
- ii. toxicity tests with contaminated media (bioassays)
- iii. ecological investigations such as field studies

The benefits of each line of evidence of the TRIAD approach can thus be optimally used and a substantial reduction of uncertainties in the prediction of ecological risks be achieved.

TIERED APPROACH The TRIAD concept can be converted into a TIERED APPROACH for ecological risk assessment, with simple and conservative evaluations as a first step followed by a gradual increase in the complexity and specificity of the investigation programme. The requirements for a time- and cost-efficient investigation and assessment of contaminated sites are thus fulfilled.

framework for ERAs The framework for the implementation of ERAs at contaminated sites in Austria was elaborated in an open discussion. The ecological principles as well as conceptual approaches and assessment methods were discussed at two workshops with experts from academia, administration and industry.

integration of land use categories An ERA should be based on current forms of land use and only be carried out at selected contaminated sites. Therefore, an incorporation of specific land uses (e.g. "agriculture and horticulture", "recreation areas", "industry, commerce and traffic areas") into the Austrian framework for ERAs is recommended.

From a conceptual point of view, the emphasis is put on soil functions and ecosystem services that are relevant for a particular land use category (e.g. biomass production for agricultural sites). Moreover, it has been suggested that land-use dependent (size) criteria should be implemented that trigger the ERA process (e.g. that in the case of less sensitive land uses such as industrial and commercial areas, an ERA is performed only at sites that exceed a certain size criterion).

general recommendations For the implementation of ERAs in Austria, a TIERED APPROACH is recommended that integrates the TRIAD concept in the form of a LAND USE specific approach. Accordingly, ecotoxicological studies should be performed in addition to chemical analysis when investigating a contaminated site. For particular cases, ecological field investigations may be an advantage as a final step.

further investigations are required However, before putting the Austrian framework for ERAs to practical use, specific research on its application and further investigations are required. For detailed information see chapter 6 which describes the potential offered by a solution-oriented and practically feasible approach.

1 EINLEITUNG

Die Beurteilung von kontaminierten Standorten zielt in Österreich derzeit vor allem auf eine Beschreibung der Mobilisierung von Schadstoffen sowie der Ausbreitung von Verunreinigungen über unterschiedliche Umweltmedien ab. Wasser, Boden und Luft werden als unmittelbare Schutzgüter betrachtet, wobei der Fokus in der Praxis im Allgemeinen auf Verunreinigungen und der Sanierung von Grundwasser liegt. Die Konzepte und Kriterien, die dabei der Beurteilung zugrunde gelegt werden, sind oft vor allem darauf ausgerichtet, Umweltmedien als natürliche Ressourcen so rein zu halten, dass im Falle einer Nutzung eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit ausgeschlossen werden kann.

Ist-Stand fokussiert anthropozentrische Sichtweise

Im Vergleich dazu ist festzustellen, dass alle relevanten umweltrechtlichen Grundlagen jeweils auf einen Schutz der Gesundheit von Menschen und auch auf den Schutz der Umwelt abzielen. Alle drei Teile der ÖNORM S 2088, die allgemein als Grundlage für eine Gefährdungsabschätzung von kontaminierten Standorten herangezogen werden, tragen dem Rechnung, indem konkretisiert wird, dass zum Schutz der Umwelt eine „*nachteilige Beeinflussung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes*“ durch Schadstoffe ausgeschlossen werden sollte.

Schutz von Mensch und Umwelt

Unter „Umwelt“ wird dem Allgemeinverständnis nach insbesondere die unmittelbare Umgebung des Menschen verstanden. Eine ökologische Sichtweise betrachtet den Begriff als Teil der Ökologie bzw. eines Ökosystems, da ein Ökosystem sowohl die unbelebte Umwelt (Habitate oder Umweltmedien) als auch die belebte Umwelt (die in den Habitaten lebenden Organismen) umfasst.

Definitionen des Begriffs „Umwelt“

Es stellt sich die generelle Frage, in welcher Form Nutzung und Erhaltung unserer Umwelt aufeinander abgestimmt werden und welcher Wert Ökosystemen prinzipiell zugemessen wird. Neben der Bereitstellung von sauberem Trinkwasser und sauberer Luft betreffen die Ansprüche zu einem wesentlichen Teil auch das Ökosystem Boden, welches verschiedenste Funktionen erfüllt, von denen der Mensch direkt oder indirekt profitiert (Ökosystem-Services).

Anders als bei der bisherigen Betrachtung des „Schutzgutes Boden“ soll in Zukunft bei der Untersuchung kontaminierter Standorte verstärkt Augenmerk auf die im Boden ablaufenden Prozesse, die Funktionen des Bodens und resultierende Ökosystem-Dienstleistungen gelegt werden. Innerhalb der Bodenfunktionen im weitesten Sinne sind insbesondere Produktionsfunktion, Filter- und Pufferfunktion, Transformationsfunktion und Speicherfunktion anzusprechen. Diese Funktionen des Ökosystems Boden sind als elementare Voraussetzung für die Produktion von Gütern (z. B. Nahrungsmittel, natürliche Rohstoffe) aber vor allem auch für die langfristige Gewährleistung von Prozessen wie Speicherung und Regulierung (z. B. Klima, Schutz vor Überflutungen) Grundlage unseres Wohlstands und Fortschritts. Die Gesamtheit an systemischen Prozessen und Ökosystem-Dienstleistungen kann bei kontaminierten Standorten durch Schadstoffe beeinträchtigt werden.

Funktionen des Ökosystems Boden

Die Durchführung einer ökologischen Risikobeurteilung im Zuge der Beurteilung von kontaminierten Standorten soll ermöglichen, negative Auswirkungen auf Ökosysteme (v. a. auf das Ökosystem Boden) mit geeigneten Mitteln zu verdeutlichen und damit in weiterer Folge auch bessere Entscheidungsgrundlagen bereitzustellen. Diese sollen im Sinne der Nachhaltigkeit ermöglichen, dass verstärkt auch ökologische Aspekte bei der Abwägung der Notwendigkeit von Maßnahmen berücksichtigt werden können.

ökologische Risikobeurteilung im Sinne der Nachhaltigkeit

**praktische
Anwendungen**

In einigen Ländern kommt eine ökologische Risikobeurteilung von kontaminierten Standorten zur Beurteilung ausgewählter Fragestellungen bereits in der Praxis zum Einsatz. Darüber hinaus hat der Einsatz von Toxizitätstests zur Beurteilung der Auswirkungen von Chemikalien auf Organismen bereits eine lange Tradition und findet sowohl international als auch in Österreich breite Anwendung (beispielsweise im Zuge der Neuzulassung von Chemikalien für den europäischen Markt).

Aufbauend auf der Notwendigkeit des Schutzes der belebten Umwelt und der international verfügbaren Datenlage bietet sich auch für Österreich die Erstellung eines konkreten Konzepts zur Durchführung einer ökologischen Risikobeurteilung von kontaminierten Standorten an. Der vorliegende Bericht soll einen Überblick zu fachlichen Grundlagen geben sowie erste Vorschläge zum möglichen Ablauf einer ökologischen Risikobeurteilung in Österreich skizzieren.

2 ÖKOLOGISCHE GRUNDLAGEN

2.1 Umwelt und Ökologie

Nach heutigem allgemeinem Verständnis ist mit dem Begriff „Umwelt“ weitgehend die Umwelt des Menschen gemeint. Der Mensch mit seinen Aktivitäten nimmt ständig Einfluss auf seine Umwelt und ist umgekehrt deren Wirkungen ausgesetzt. Diese anthropozentrische Sicht des Begriffs lässt die Definition von drei zwar sehr unterschiedlich erscheinenden, jedoch für den Menschen gleichsam bedeutsamen Umweltkompartimenten zu:

- die physische (abiotische und biotische) Umwelt,
- die psychische (geistig kulturelle) Umwelt und
- die sozio-ökonomische Umwelt.

Der Ausdruck „Umwelt“ wurde 1921 als **zentraler Begriff der Ökologie** von dem deutschen Biologen Jakob Johann von Uexküll eingeführt (NENTWIG et al. 2004). Umwelt bezeichnet in der Ökologie jenen Ausschnitt der realen Welt, mit dem ein Organismus über abiotische (unbelebte) Faktoren – wie zum Beispiel Klima oder Bodenverhältnisse – und biotische (belebte) Faktoren – wie beispielsweise Konkurrenz, Koexistenz, Symbiose und Räuber-Beute-Beziehungen – in Wechselwirkung steht. In gleicher Weise lässt sich Umwelt auch für höhere Organisationsstufen definieren.

Die erste Definition des Begriffs „Ökologie“ (Oikos bedeutet Haus oder „ein Platz, um zu leben“) geht auf Ernst Haeckel (1866) zurück (NENTWIG et al. 2004):

„Unter Oecologie verstehen wir die gesamte Wissenschaft von den Beziehungen der Organismen zur umgebenden Aussenwelt, wohin wir im weiteren Sinne alle Existenz-Bedingungen rechnen können. Diese sind theils organischer, theils anorganischer Natur ... Als organische Existenz-Bedingungen betrachten wir die sämtlichen Verhältnisse des Organismus zu allen übrigen Organismen, mit denen er in Berührung kommt.“

Die moderne, auf verschiedenen Sichtweisen aufbauende Definition des Begriffs Ökologie umfasst folgende drei zentrale Bereiche:

- Interaktionen zwischen Organismen (Individuen, Populationen, Lebensgemeinschaften),
- Interaktionen mit der abiotischen und biotischen Umwelt,
- Beziehungen im Energie-, Stoff- und Informationsfluss.

Im Zusammenhang mit dieser Arbeit ist hervorzuheben, dass viele ökologische Fragestellungen einen Bezug zur direkten oder indirekten Nutzung der Umwelt durch den Menschen haben – beispielsweise die Übernutzung von Lebensräumen oder die Kontamination der Umwelt durch industrielle Aktivitäten (siehe Kapitel 2.2.3).

**anthropozentrische
Umweltdefinition**

**ökologische
Umweltdefinition**

**moderne Definition
von Ökologie**

2.2 Grundlagen zur Beschreibung von Ökosystemen

Ökosysteme sind Grundeinheiten der Natur. Sie bestehen aus lebenden Organismen und unbelebten Komponenten und können sich über Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Konstituenten selbst regulieren. In der Hierarchie der biologischen Organisation bilden Ökosysteme eine eigene höhere Organisationsstufe (siehe Kapitel 2.2.1).

Einer der zentralen Aspekte der Beschreibung von Ökosystemen liegt in der Erklärung und Prognose ihrer Funktionen, wobei sich diese zum Beispiel in Stoff- und Energieumsätzen innerhalb des Systems, aber auch im Stoffaustausch zwischen einem gegebenen Ökosystem und seiner Umwelt (siehe Kapitel 2.2.2) äußern. Damit ergibt sich die zentrale Frage, inwiefern Umweltfaktoren und menschliche Nutzung die Entwicklung und Wirkweise eines Ökosystems beeinflussen (siehe Kapitel 2.2.3).

2.2.1 Ökologische Einheiten und Strukturen

Zum besseren Verständnis der Ansätze zur ökologischen Risikobeurteilung sind nachfolgend einige wesentliche strukturbildende Elemente von ökologischer Bedeutung allgemein und vereinfacht dargestellt.

3 biologische Organisations- ebenen

Prinzipiell werden drei Stufen der biologischen Organisation unterschieden, wobei der Interaktionsgrad mit der Komplexität von einer Organisationsebene zur nächsten zunimmt.

- i. Die **Individuen-Ebene** umfasst Organismen einer Art sowie deren Funktionen. Organismen sind die Grundelemente ökologischer Systeme. Sie sind in der Lage, über genetisch und temporär gespeicherte Informationen biologische Prozesse und Mechanismen zu regeln (siehe Kapitel 2.2.1.1).
- ii. Auf der **Populations-Ebene** treten mehrere Individuen einer Art, die in einem bestimmten Siedlungsbereich leben, miteinander in Wechselwirkung. Daraus ergeben sich die für eine Population typischen Eigenschaften, wie zum Beispiel Populationsgröße, Populationsdichte oder Populationsdynamik (siehe Kapitel 2.2.1.2).
- iii. Die **Lebensgemeinschafts- oder Ökosystem-Ebene** (siehe Kapitel 2.2.1.3) beschreibt die Wechselwirkung von Arten, vertreten durch die im Lebensraum vorhandenen Populationen, untereinander und mit der abiotischen Umwelt. So können Funktionen und Leistungen des Gesamtsystems, wie beispielsweise Stoffkreisläufe, erfasst werden (siehe Kapitel 2.2.2.3).

2.2.1.1 Die Ebene der Individuen

funktionelle ökologische Grundelemente

Individuen gelten als funktionelle Grundelemente ökologischer Systeme. Die entscheidende Bedeutung kommt dieser kleinsten ökologischen Einheit insbesondere in ihren qualitativ funktionellen Eigenschaften zu. Sie spielen in der Regel erst in ihrer Gesamtheit als Population eine ökologische Rolle (siehe Kapitel 2.2.1.2).

Organismen zeichnen sich durch Wachstum und Entwicklung aus und sind auf Fortpflanzung, Vermehrung und Vererbung angewiesen. Sie sind unter anderem zu folgenden Tätigkeiten befähigt (NENTWIG et al. 2004):

- Bewegung,
- Reizaufnahme und -beantwortung,
- Stoffwechsel (z. B. Nahrungsaufnahme und -verwertung).

Charakteristika von Organismen

Für eine Ökosystemanalyse ist eine funktionelle Gliederung des Organismenbestandes sinnvoll. Hierzu gibt es eine Reihe von Möglichkeiten:

- Nach ihren Energie- und Kohlenstoffquellen in (photo- und chemo-) autotrophe oder heterotrophe Organismen.
- Nach ihrer Stellung in der trophischen Struktur von Ökosystemen in:
 - Primärproduzenten (bilden Biomasse aus anorganischen Stoffen),
 - Konsumenten (konsumieren Biomasse und bilden selbst weitere),
 - Destruenten (führen Biomasse wieder in anorganische Stoffe zurück).

trophische Gliederung von Organismen

Diese trophischen Gruppen sind nahezu in jedem Organismenreich vertreten. Die Pflanzen überwiegen jedoch bei den Primärproduzenten, die Tiere bei den Konsumenten, wobei bei Tieren zusätzlich noch zwischen Primärkonsumenten (Pflanzenfresser) und Sekundärkonsumenten (Fleischfresser) unterschieden wird. Die wichtigsten Destruenten sind Mikroorganismen und Pilze (siehe Kapitel 2.2.2.2).

Wechselwirkungen zwischen Organismen beziehungsweise Arten lassen sich unterteilen in:

Wechselwirkungen zwischen Organismen

- Wechselwirkungen zwischen **zwei Arten**:
 - Mutualistische Beziehungen (Symbiose) – für beide Arten positiv,
 - trophische Beziehungen – für eine Art positiv, für die andere negativ
 - Konkurrenzbeziehungen – für beide Arten negativ.
- Wechselwirkungen über **zwei trophische Ebenen**:
 - Räuber-Beute-Beziehungen,
 - Herbivoren-Pflanzen-Beziehungen,
 - Parasitismus.
- Wechselwirkungen über mehrere trophische Ebenen:
 - Nahrungsnetze,
 - Kaskadeneffekte (z. B. Einflüsse von Sekundär- auf Primärproduzenten).

Generell spiegeln Organismen und Arten an einem Standort immer die vorherrschenden Umweltbedingungen sowie deren Entwicklung und Geschichte wider. Sie haben sich an bestimmte Bedingungen angepasst und eine genaue Betrachtung ihrer Morphologie, Physiologie und zeitlichen Entwicklung kann daher viel über ökologische Zusammenhänge aussagen (NENTWIG et al. 2004).

Als Schlüsselarten (key species) werden Spezies bezeichnet, wenn sie beispielsweise eine essenzielle Aufgabe erfüllen, ohne die ein Ökosystem nicht funktionieren würde. Organismen, die wesentlich zur strukturellen und funktionellen Gestaltung eines Ökosystems beitragen, werden auch als "Ecosystem Engineers" bezeichnet.

Schlüsselarten erfüllen essenzielle Aufgabe

Bioindikatoren zeigen Veränderungen an Des Weiteren können Zeigerarten (Bioindikatoren) identifiziert werden, welche eine enge Bindung an bestimmte Umweltbedingungen – wie beispielsweise klimatische Verhältnisse oder chemische Parameter – aufweisen und somit als Anzeiger für Bedingungen und Veränderungen an einem bestimmten Standort verwendet werden können.

2.2.1.2 Die Ebene der Population

Eigenschaften einer Population Eine Population wird definiert als eine Gruppe von Organismen derselben Art mit vollem Austausch von genetischen Informationen. Sie nimmt immer einen bestimmten Raum ein und hat verschiedene Eigenschaften, die sich als wesentlich komplexer als jene auf der Organismen-Ebene erweisen. Es lassen sich zum Beispiel folgende Eigenschaften, am besten als statistische Funktion ausgedrückt, auf Populations-Ebene bestimmen:

- Gesamtzahl der Individuen,
- Dichte der Population,
- Verteilung im Raum,
- Verteilung der Altersklassen,
- Geburten- und Sterberate,
- biologisches Potenzial,
- Populationswachstums-Strategien.

Bestimmung der Populationsgröße Zur Bestimmung oder Abschätzung der Populationsgröße gibt es mehrere Möglichkeiten. Ein Abzählen der Individuen in deren Siedlungsgebiet ist nur dann möglich, wenn es sich um große und/oder seltene Organismen handelt. Deshalb wird zumeist mit Abschätzungen gearbeitet; Beispiele sind das Auszählen von repräsentativen Probeflächen oder die Fang-Wiederfang-Methode anhand von markierten Individuen in einer definierten Zeitspanne.

Bestimmung der Populationsdynamik Soll die Populationsdynamik bestimmt werden, muss eine Analyse über einen längeren Zeitraum angesetzt werden. Unter Zuhilfenahme von statistischen Methoden kann dann innerhalb dieser Untersuchungen nach Mustern gesucht und so ein Modell entwickelt werden. Faktoren, die in die Populationsdynamik mit einfließen, sind beispielsweise Wachstumsraten, Altersklassenverteilung und Vermehrungsraten (NENTWIG et al. 2004).

2.2.1.3 Die Ebene der Gemeinschaft bzw. des Ökosystems

Definition einer Lebensgemeinschaft Unter Lebensgemeinschaft werden das Vorhandensein und die Interaktion von Populationen mehrerer Arten an einem Standort verstanden.

Als Synonym für Lebensgemeinschaft wird vor allem in der deutschsprachigen Literatur häufig der Begriff **Biozönose** verwendet. Dieser wurde erstmals 1877 von Möbius in einer Studie über Austernbänke verwendet (BICK 1998, NENTWIG et al. 2004).

Ein Ökosystem setzt sich aus einem **Standort** (und den dort herrschenden abiotischen Verhältnissen) und einer **Lebensgemeinschaft** zusammen, wobei der Begriff Standort oder Habitat den Platz, an dem bestimmte Organismen leben, bezeichnet.¹

In einem Ökosystem sind alle lebenden Organismen (einschließlich des Menschen) und ihre unbelebte (abiotische) Umwelt untrennbar miteinander verbunden und beeinflussen sich gegenseitig. Zwischen diesen Einheiten existiert ein Energiefluss, der zu klar definierten Strukturen und Stoffkreisläufen führt. Ein Ökosystem ist somit die Grundeinheit der Ökologie, da es sowohl lebende Organismen als auch die unbelebte Umwelt mit einbezieht (ODUM 1999).

Stoffkreisläufe

Der Begriff „Ökosystem“ wurde erstmals von den britischen Ökologen Tansley (1935) vorgeschlagen (NENTWIG et al. 2004). Er fasste ein Ökosystem nicht als real existierend, sondern eher als gedankliches Hilfsmittel mit abstraktem Charakter auf. Im Lauf des 20. Jahrhunderts setzte sich der Begriff mehr und mehr durch und wurde zunehmend auf real existierende ökologische Einheiten bezogen. Ein wesentlicher Protagonist dieser Entwicklung war Lindmann, welcher zwei neue Aspekte in den Ökosystembegriff einführte: die funktionelle Bedeutung bestimmter Artengruppen und die Flüsse von Stoffen und Energie (NENTWIG et al. 2004).

Aus heutiger Sicht ist ein Ökosystem ein Wirkungsgefüge zwischen Organismen und ihrer Umwelt. Es ist offen gegenüber benachbarten Systemen, hebt sich jedoch durch eigene Strukturen und eine eigene Zusammensetzung von diesen ab. Es wird generell zwischen terrestrischen und aquatischen Ökosystemen mit verschiedenen Übergangsbereichen unterschieden (NENTWIG et al. 2004).

Definition eines Ökosystems

Auf diesem Komplexitätsniveau entstehende (emergente) Eigenschaften sind unter anderem:

Eigenschaften von Ökosystemen

- Biodiversität (Artenzahl, Artendichte),
- Dominanzverhältnisse (Verhältnis der Populationsgrößen der Arten innerhalb eines Ökosystems),
- Konnektivität (Enge der inneren Verbindungen und der zu anderen Ökosystemen),
- Stabilitätseigenschaften (z. B. Resilienz, Resistenz, Redundanz).

Diese Eigenschaften sind in komplexer Weise mit den unten angeführten Prozessen, Funktionen und den für den Menschen wichtigen Ökosystem-Services verbunden.

2.2.2 Ökologische Prozesse und Funktionen

Ökosysteme manifestieren sich in einem Stoff- und Energietransport zwischen den einzelnen Kompartimenten beziehungsweise funktionellen Gruppen. Im Regelfall haben Ökosysteme gut beschreibbare Muster von Primärproduktion

Stoff- und Energietransport

¹ Die Begriffe „Standort“ bzw. „Habitat“ sind nicht zu verwechseln mit dem Begriff „Ökologische Nische“, der entweder die funktionelle Rolle einer Art oder in einem moderneren Sinn das komplexe Beziehungsgefüge, welches einer Art die dauerhafte Existenz in einem Ökosystem ermöglicht, bezeichnet.

und Destruktion sowie geregelte **biogeochemische Kreisläufe** von chemischen Elementen. Durch die Umwandlung von Sonnenenergie in Biomasse wird die Biosphäre belebt und somit besteht zumindest ein indirekter Einfluss auf den Menschen.

Ökosystem-Services

Darüber hinaus gibt es auch ökologische Funktionen, die für die menschliche Gesellschaft von direkter oder indirekter Bedeutung sind. Deshalb werden Ökosystem-Funktionen mit konkretem Bezug auf den Menschen speziell unter dem Begriff „Service- oder Umweltdienstleistungen“ zusammengefasst (MYERS 1996, DAILY 1997). Den für den Menschen wichtigsten Ökosystem-Services wurden entsprechende Ökosystem-Funktionen zugeordnet (CONSTANZA et al. 1997; siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Ökosystem-Services und -Funktionen (Quelle: COSTANZA et al. 1997).

Ökosystem-Services	Ökosystem-Funktionen	Beispiel(e)
Regulation Gashaushalt	Regulation der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre	CO ₂ /O ₂ -Verhältnis
Klimaregulation	Temperaturregelung, Ablagerungen, biologisch-klimatische Prozesse (global und lokal)	Regulation Gashaushalt in Verbindung mit Treibhauseffekt
Regulation von Störungen	Leistungsfähigkeit des Ökosystems in Bezug auf Veränderungen, Belastbarkeit, Dämmung und Integrität	Schutz vor Naturkatastrophen (Stürme, Fluten, Trockenheit) und Lebensraum-Response in Verbindung mit ökologischen Veränderungen
Wasserregulation	Regelung des Wasserhaushaltes	Wasser für Landwirtschaft, industrielle Prozesse und für Transporte
Wasserversorgung	Wasserdepot und Rückhaltefunktion	Brunnen, Wassereinzugsgebiete, Grundwasser
Erosionskontrolle und Zurückhaltung von Sediment	Zurückhaltung von Boden innerhalb eines Ökosystems	Verhinderung Abtragung Boden durch Wind, Erdbeben oder ähnliche Mechanismen, Speicherfunktion in Seen und Feuchtgebieten
Bodenbildung	Bodenbildungsprozesse	Verwitterung, Anreicherung und Umbau von organischer Substanz
Nahrungskreislauf	Nahrungsdepot, interne Kreisläufe, Entstehung und Verwertung von Nährstoffen	N-Fixierung, Nährstoffkreisläufe von N, P und anderen Elementen
Abfall-„Behandlung“	Rückgewinnung mobiler Nährstoffe und Abbau bzw. Zerkleinerung der im Überschuss vorhandenen Nährstoffe und Verbindungen	Abfall-„Behandlung“, Schadstoff-Kontrolle, Detoxifikation
Bestäubungsfunktion	Verbreitung von Samen (Keimzellen)	Versorgung der Bestäuber für die Reproduktion von Pflanzen
Biologische Kontrolle	Populationsdynamik und Regulation der trophischen Stufen	Räuber-Beute-Verhältnisse
Zufluchtsstätte	Lebensraum für ortsansässige und vorübergehend im Ökosystem vorhandene Populationen	Überwinterung, Lebensraum für Wandertiere, Lebensraum für ortsansässige Spezies
Nahrungsproduktion	Primärproduktion (Nahrung)	Wachstum bzw. Produktion von Fischen, Futterpflanzen, ...
Rohstoffe	Gewinnung von Rohstoffen aus der Primärproduktion	Produktion von Naturholz, Treibstoffen, Futter
Genbank (genetic resources)	Quelle von einzigartigen biologischen Materialien und Produkten	Produkte für die Forschung, Gene für die Resistenz gegen Krankheitserreger, ...
Erholungsgebiet	Möglichkeiten für entspannende Aktivitäten	Fischen, Wandern, Sport im Freien
Kulturgut	Möglichkeiten für nicht kommerzielle Nutzung	Spirituelles, Kunst, Bildung, wissenschaftliche Zwecke

Im Report "Ecosystems and human well-being" (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2003) werden "Ecosystem Services" als die von Menschen aus dem Ökosystem erhaltenen unverbindlichen, selbstregulierenden, unterstützenden und kulturellen Leistungen bezeichnet. Zusätzlich zu diesen Leistungen werden auch alle vom Ökosystem bereitgestellten Güter (Nahrung, Holz etc.) in diese Betrachtung mit einbezogen. Jedwede Veränderung eines oder mehrerer dieser Ökosystem-Services kann das menschliche Wohlbefinden verschiedentlich beeinflussen (siehe Abbildung 1).

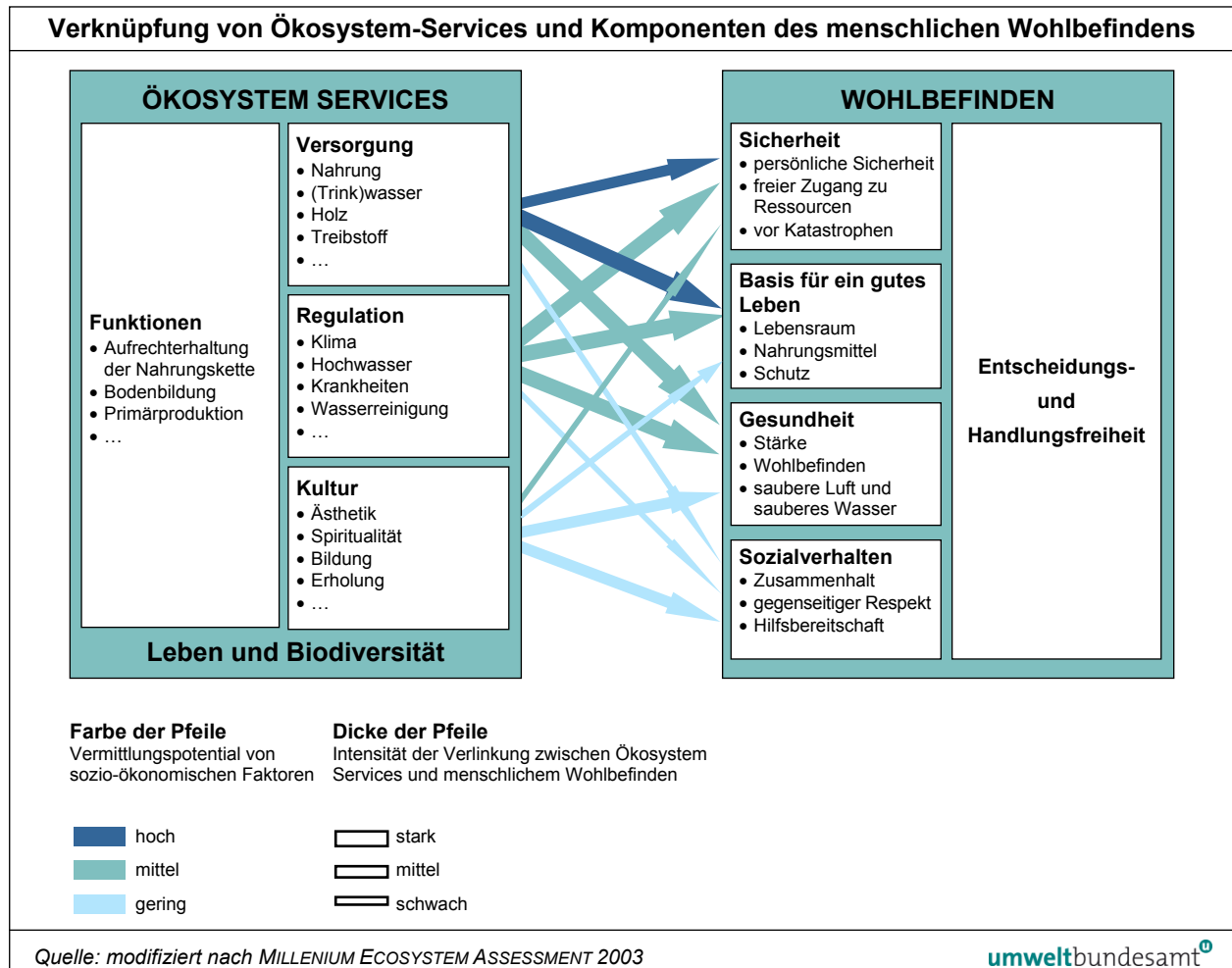


Abbildung 1: Verknüpfung von Ökosystem-Services und Komponenten des menschlichen Wohlbefindens.

2.2.2.1 Ökologische Mechanismen

Neben den oben genannten für den Menschen wichtigen Ökosystem-Services können auch noch drei grundsätzliche Kategorien ökologischer Mechanismen unterschieden werden: Transport, Umwandlung und Speicherung (NENTWIG et al. 2004).

Der Transport-Mechanismus beschreibt die Übertragung von ökologisch relevanten Einheiten. Es wird zwischen Informationsübertragung, Energiefluss und Stofffluss differenziert. Des Weiteren wird zwischen aktivem und passivem Transport unterschieden.

Transport

Umwandlung Umwandlung ist eine spezielle Transferform, die mit qualitativen Veränderungen verbunden ist. Hierzu zählt beispielsweise die Assimilation, d. h. die Aufnahme von Nährstoffen und deren Umwandlung in körpereigene Substanzen.

Speicherung Die Speicherung von Stoffen, Energie und Informationen ist ebenfalls ein wesentlicher Aspekt eines Ökosystems und kann sowohl aktiv als auch passiv erfolgen.

2.2.2.2 Produktion und Destruktion

Zusätzlich zu den generellen ökologischen Mechanismen finden in einem Ökosystem auch Produktionsprozesse statt. Diese gliedern sich in Primärproduktion, Sekundärproduktion und Destruktion.

Primärproduktion durch Produzenten Der Begriff Primärproduktion bezeichnet die hauptsächlich durch Photosynthese von grünen Pflanzen (Produzenten) in Form von Biomasse (bzw. organischen Verbindungen) gespeicherte Strahlungsenergie der Sonne. Primärproduktion kann aber auch durch Chemosynthese – Nutzung der in chemischen Verbindungen gespeicherten Energie zum Aufbau von organischer Substanz – erfolgen. Im Vergleich zur Photosynthese ist diese mengenmäßig jedoch von untergeordneter Bedeutung (ODUM 1999).

Die **Bruttoprimärproduktion** umfasst die Gesamtmenge der in der Photosynthese aus Lichtenergie gewonnenen organischen Substanz. Ein Teil der primär gebildeten Biomasse wird allerdings von der Pflanze in der Atmung wieder verbraucht. Unter **Nettoprimärproduktion** versteht man daher die Gesamtmenge der von den Pflanzen produzierten Biomasse abzüglich des veratmeten Anteils. Diese Biomasse steht den Konsumenten als Nahrung zur Verfügung. Als **Nettoproduktion** der Gemeinschaft wird die von heterotrophen Organismen nicht verbrauchte Stoffmenge, bezogen auf einen bestimmten Zeitraum (z. B. eine Wachstumsperiode), bezeichnet.

Sekundärproduktion durch Konsumenten Der Begriff Konsumation bezeichnet die Aufnahme organischer Substanzen durch heterotrophe Organismen. Die daraus gebildete Biomasse wird als Sekundärproduktion bezeichnet.

Abbau durch Destruenten Destruktion (Zersetzung) bezeichnet schließlich den Abbau von totem organischem Material und wird vorwiegend von Tieren, Pilzen und Bakterien durchgeführt. Ein vollständiger Abbau (Mineralisation) führt zu anorganischen Produkten wie beispielsweise Wasser, Kohlenstoffdioxid und Nährstoffen (NENTWIG et al. 2004).

2.2.2.3 Biogeochemische Kreisläufe

Die Bedeutung der biogeochemischen Kreisläufe liegt v. a. in der Lieferung der von allen Organismen benötigten essenziellen Elemente wie Kohlenstoff, Wasserstoff, Sauerstoff, Stickstoff und Phosphor in geeigneter Form.

Stoffaustausch zwischen Umwelt und Organismen Die biogeochemischen Stoffkreisläufe verbinden Atmosphäre, Hydrosphäre und Lithosphäre und beschreiben im Wesentlichen den Austausch von Elementen zwischen Umwelt und Organismen, wobei die nicht biologischen Teile des Kreislaufs zumeist langsamer als die biologisch aktivierten Teile ablaufen (ODUM 1999).

Die biogeochemischen Kreisläufe der wichtigsten Elemente sind:

- Kohlenstoffkreislauf
- Stickstoffkreislauf
- Phosphorkreislauf
- Schwefelkreislauf

Als Beispiele werden im Folgenden nur der Kohlenstoff- und der Stickstoffkreislauf näher beschrieben, da diese am stärksten vom Menschen beeinflusst werden und Eingriffe in diese sehr sensiblen Systeme weit reichende ökologische Folgen haben können.

Kohlenstoffkreislauf

Die wichtigsten Teilprozesse sind einerseits die Assimilation von Kohlenstoffdioxid (CO_2) in der Photosynthese und andererseits die Atmung (Respiration), wodurch CO_2 wieder in die Umwelt zurückgeführt wird (HEINRICH & HERGT 2002).

Die wesentlichen Kohlenstoffspeicher sind Karbonate (vor allem CaCO_3) in der Litho- und Hydrosphäre, die Atmosphäre mit ihrem CO_2 -Gehalt, organische Abfallstoffe, die terrestrische Biomasse sowie das Phytoplankton der Meere. Fossile Brennstoffe (Stein- und Braunkohle, Erdöl und Erdgas) sind in inerten Depots (Senken) dem CO_2 -Kreislauf entzogen.

Photosynthese und Atmung

Kohlenstoffspeicher

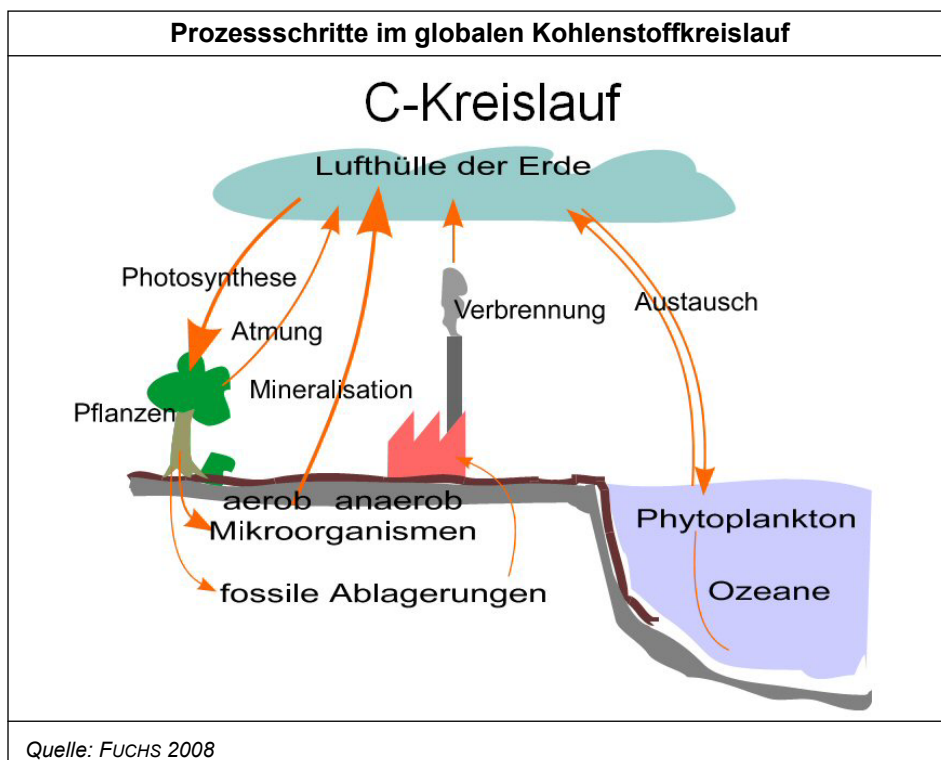


Abbildung 2: Prozessschritte im globalen Kohlenstoffkreislauf.

Anstieg des CO₂-Gehalts in der Atmosphäre

Verbrennung fossiler Brennstoffe

Der Kohlenstoffhaushalt (und somit der CO₂-Gehalt der Atmosphäre) unterlag in geologischen Zeiträumen immer wieder mehr oder weniger starken Schwankungen. Doch seit dem Beginn der dauerhaften anthropogenen Nutzung von fossilen Brennstoffen wird CO₂ freigesetzt, welches seit mehreren Millionen Jahren nicht mehr in der Atmosphäre war. Seit dem Tiefpunkt des CO₂-Gehaltes in der Atmosphäre am Ende der letzten Eiszeit ist der Gehalt von 250 ppm auf 370 ppm bis zum Jahr 2000 gestiegen (NENTWIG et al. 2004). Derzeit steigt der CO₂-Gehalt der Atmosphäre um ca. 2 ppm pro Jahr.

Rodung von Wäldern

Weitere anthropogene Beeinflussungen des Kohlenstoffkreislaufs ergeben sich durch die großflächige Rodung von (Tropen)Wäldern. Durch diese Reduktion des Biomassespeichers und dem damit verbundenen Rückgang der CO₂-Fixierung sowie durch die rasche Freisetzung des in den Wäldern gebundenen Kohlenstoffdioxids kommt es ebenfalls zu einem Anstieg des CO₂-Gehalts in der Atmosphäre.

intensive Landwirtschaft und Hausbrand

Zusätzlich wird auch durch eine Intensivierung der Landwirtschaft (z. B. Grünlandumbruch) und verstärkten Hausbrand (Holz- und Ölfeuerung) der CO₂-Gehalt der Atmosphäre erhöht. Alle diese durch den Menschen verursachten Beeinflussungen tragen zwar nur zu 6 % der gesamten Kohlenstofffreisetzung bei, allerdings können schon kleine Veränderungen im CO₂-Gehalt der Atmosphäre große Auswirkungen auf Wetter- und Klimaverhältnisse haben (NENTWIG et al. 2004, ODUM 1999).

Produktivitätssteigerung von Pflanzen

Ein erhöhter CO₂-Gehalt der Luft kann zu einer Steigerung der Produktivität von Pflanzen führen. Dieser vermeintlich positive Effekt wirkt sich allerdings dahingehend negativ aus, dass Pflanzen außer Kohlendioxid auch noch andere Elemente benötigen, welche aber nicht zwangsläufig in derselben Menge zur Verfügung stehen. Es besteht die Möglichkeit, dass sich daraus Veränderungen der Qualität der pflanzlichen Biomasse ergeben (NENTWIG et al. 2004).

Treibhausgase führen zu Temperaturanstieg

Auch wirkt Kohlendioxid in der Atmosphäre, zusammen mit anderen Spurengasen sowie Wasserdampf, als Treibhausgas indem es die Wärmerückstrahlung verhindert (Treibhauseffekt). Dies wiederum führt zu einem Temperaturanstieg auf der Erdoberfläche, der tief greifende ökologische Beeinflussungen nach sich ziehen kann.

Methangas- Konzentrationen steigen an

Ein weiteres wichtiges Treibhausgas aus der Kohlenstoffgruppe stellt Methan (CH₄) dar, das auf natürliche Weise durch den anaeroben Abbau von organischen Stoffen freigesetzt wird. Die CH₄-Konzentration in der Atmosphäre ist in den letzten 300 Jahren etwa auf das Doppelte angewachsen und steigt nach wie vor stetig an (NENTWIG et al. 2004).

Anthropogen wird dieser Prozess vor allem durch die Zunahme von Reisangebieten und durch eine Steigerung der Rinderhaltung beeinflusst. Zusätzliche anthropogene Einträge von CH₄ in die Atmosphäre entstehen durch Deponien, Kläranlagen und die Erdgasindustrie. Im Gefolge der Klimaerwärmung könnten zudem große Mengen von Methan aus auftauenden Permafrostböden und marinen Gashydraten (Methaneis) freigesetzt werden.

Stickstoffkreislauf

Für die Biosphäre sind im Wesentlichen drei große Stickstoffspeicher bedeutend: die Atmosphäre mit einem Stickstoffgehalt von 78 % (molekularer Stickstoff, N_2) und die lebende sowie die tote Biomasse.

Stickstoffspeicher

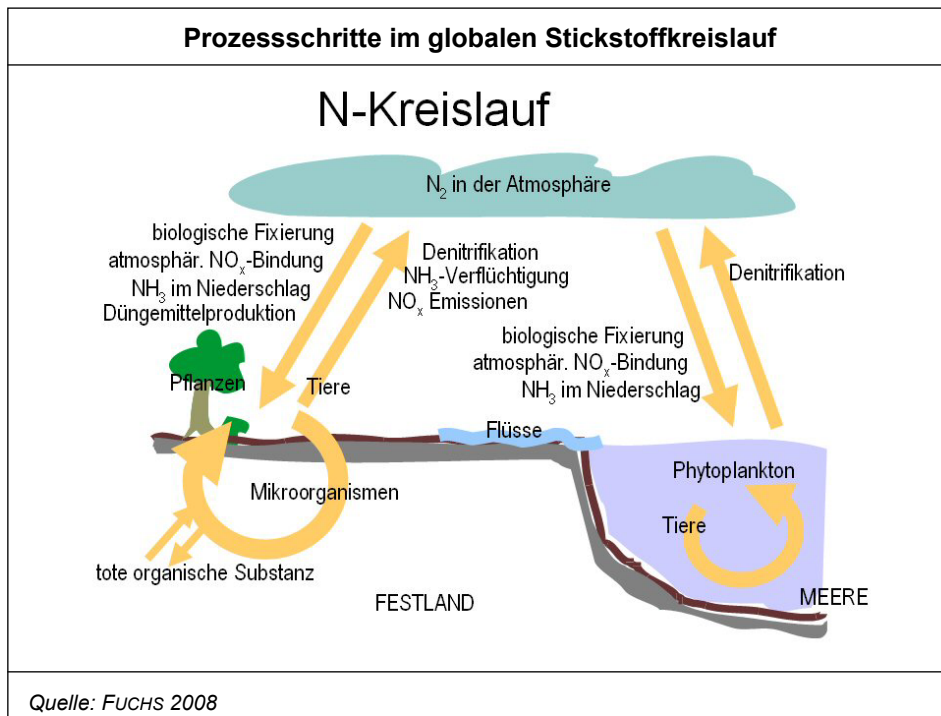


Abbildung 3: Prozessschritte im globalen Stickstoffkreislauf.

Der Stickstoffkreislauf steht im wesentlichen Ausmaß unter der Kontrolle durch mikrobielle Prozesse. Um den sich in der Atmosphäre befindlichen molekularen Stickstoff für Lebewesen nutzbar zu machen muss dieser zuerst umgewandelt und gebunden werden. Diese Stickstofffixierung geschieht beispielsweise durch frei lebende Bodenbakterien (z. B. *Clostridium*), symbiotische Knöllchenbakterien (z. B. *Rhizobium*), Cyanobakterien (häufig symbiotisch in Pilzen, Flechten und Farnen) und Purpurbakterien. Eine weitere in diesem Prozess beteiligte Organismengruppe stellen die Actinomyceten dar, die in den Wurzelknollen von mindestens 160 Baumarten (z. B. Erle, Ginkgo) vorkommen. Diese sind in der Lage, atmosphärischen Stickstoff im Wurzelbereich zu fixieren und ermöglichen somit diesen Pflanzen die Besiedelung stickstoffarmer Böden (HEINRICH & HERGT 2002, NENTWIG et al. 2004, ODUM 1999).

Von heterotrophen Organismen als Abfallprodukt ausgeschiedenes Ammonium (NH_4^+) wird im Prozess der Nitrifikation von Bakterien zu Nitrat (NO_3^-) oxidiert. Dieses wird wiederum von denitrifizierenden Bakterien zu Distickstoffoxid (N_2O bzw. Lachgas) und elementarem Stickstoff (N_2) reduziert und somit in die Atmosphäre zurückgeführt.

Anthropogene Stickstoffeinträge ergeben sich vor allem durch das Verbrennen von fossilen Energieträgern und landwirtschaftliche Düngung (Herstellung von Ammoniak aus den Elementen Stickstoff und Wasserstoff im Haber-Bosch-Verfahren), wobei das Ausmaß des anthropogenen Stickstoffumsatzes durchaus die natürliche Rate der Stickstofffixierung erreicht.

Stickstofffixierung durch Organismen

Stickstoff-Chemismus

anthropogener Stickstoffumsatz

Negative Auswirkungen von Stickstoff-Emissionen

Bildung sekundärer Luftschadstoffe	Durch Eintrag von Stickoxiden in die Atmosphäre kommt es durch intensive Sonneneinstrahlung sowie durch Reaktion mit anderen primären Luftschadstoffen (z. B. leichtflüchtigen organischen Verbindungen) zur Bildung von aggressiven und reaktionsfreudigen sekundären Luftschadstoffen (z. B. Ozon), die einen schädigenden Einfluss auf Lebewesen ausüben können.
Versauerung	Des Weiteren werden aus Stickstoffverbindungen durch Reaktion mit Wasser und Luftsauerstoff Salpetersäure und salpetrige Säure gebildet, die als „Saurer Regen“ negative Einflüsse auf Ökosysteme haben.
Biodiversitätsverlust	Der vermehrte Stickstoffeintrag durch den Einsatz von landwirtschaftlichen Düngemitteln hat ebenfalls beachtliche Auswirkungen auf natürliche Ökosysteme. Beispielsweise bedingen höhere Stickstoffkonzentrationen eine Produktionssteigerung einzelner Arten, wobei andere Arten, die an geringe Stickstoffdosen angepasst sind, zunehmend verschwinden. Dieser Prozess ist ein globales Problem, da die Ausbreitung von Stickstoff vor allem über Niederschläge auch in stickstoffarme Gebiete mit speziell angepassten Ökosystemen (z. B. Hochmoore, Trockenrasen) erfolgt. Es kommt zu einer Verdrängung der dortigen, an geringe Stickstoffkonzentrationen angepassten Arten und somit in weiterer Folge zum Verlust an Biodiversität.
vermehrter Pestizideinsatz	Überdüngung bewirkt neben der Produktionssteigerung von Nutzpflanzen auch ein vermehrtes Unkrautwachstum, welches wiederum durch das Aufbringen von Unkrautvernichtungsmitteln kontrolliert werden muss (NENTWIG et al. 2004).
Bildung von Lachgas	Des Weiteren ist zu erwähnen, dass Stickstoff in der Form von Lachgas (N_2O) neben CO_2 und diversen anderen Spurengasen für den Treibhauseffekt mitverantwortlich ist.

2.2.3 Anthropogene Störeinflüsse auf Ökosysteme

Auf potenzielle ökologisch nachteilige Auswirkungen menschlicher Aktivitäten wurde bereits in der Beschreibung der Strukturen und Funktionen (siehe Kapitel 2.2.2) hingewiesen. In diesem Kapitel erfolgt eine allgemeine Zusammenfassung ökologischer Beeinträchtigungen.

Einfluss auf Ökosystem-Funktionen und -Services	Anthropogen bedingte Störeinflüsse auf Ökosysteme hängen eng mit der technologischen, ökonomischen und sozialen Entwicklung der menschlichen Gesellschaft zusammen. Die Auswirkungen sind häufig deutliche Veränderungen der natürlichen Umgebung und somit der Ökosystemtypen mit direkten und indirekten Folgeerscheinungen. Gestört werden können sowohl Ökosystem-Funktionen als auch für den Menschen nützliche Ökosystem-Services. Das Hauptproblem bezüglich anthropogen bedingter Störeinflüsse auf Ökosysteme liegt häufig in deren später Erkennung, was wiederum bedingt, dass negative Beeinflussungen häufig nicht mehr oder nur sehr langsam wieder rückgängig gemacht werden können (NENTWIG et al. 2004).
--	---

Probleme entstehen vorwiegend dort, wo von Menschen induzierte oder modifizierte Prozesse bedeutsamer werden als die natürlich vorgegebenen und wo natürliche Stoffverhältnisse gestört werden.

Qualitative Einflüsse entstehen dort, wo Stoffe freigesetzt werden, die in der natürlichen Umgebung nicht oder nur sehr selten vorkommen (SCHÜÜRMAN & MARKERT 1998).

qualitative Einflüsse

Quantitative Einflüsse ergeben sich beispielsweise durch das Freisetzen großer Mengen an bestimmten Stoffen, die in der Natur sonst nur in geringen Mengen vorkommen. Aber auch die Entnahme von Stoffen (z. B. Waldrodung) kann zu negativen Auswirkungen führen.

quantitative Einflüsse

Im forstwirtschaftlichen Bereich führen beispielsweise Rodung und Brandrodung (v. a. in den Regenwäldern) zu einer drastischen Einschränkung natürlicher Lebensräume und somit in weiterer Folge zu Diversitätsverlusten. Relativ neuartig ist das Problem des Anpflanzens von ertragreichen Monokulturen (z. B. zur Zelluloseproduktion), was eine rasche Auslaugung des Bodens und in weiterer Folge eine Aufgabe der Standorte zur Folge hat.

Auswirkungen forstwirtschaftlicher Tätigkeiten

Weitere umfassende Störeinflüsse können durch landwirtschaftliche Tätigkeiten entstehen. So kommt es beispielsweise durch die Zucht leistungsstarker Sorten und den erhöhten Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln zu nachhaltigen Veränderungen von Lebensräumen und zu einem Verlust der Artenvielfalt. Der übergeübliche Einsatz von stickstoffhaltigen Düngern sowie die Verwendung von Gülle führen zu einem vermehrten Auftreten von potenziellen Schadstoffen (Nitrat und Ammoniak) in Luft, Boden und Grundwasser. Weitere Einflüsse, die sich aus landwirtschaftlichen Aktivitäten ergeben und ökologische Konsequenzen nach sich ziehen, sind Bodenerosion, Bodenverdichtung und der fortwährende Abbau von Humus.

Auswirkungen landwirtschaftlicher Tätigkeiten

Ein allgemeines drastisches Beispiel für die (Zer)Störung von Ökosystemen aus dem Siedlungs- und Verkehrsbereich ist die zunehmende Versiegelung von Flächen durch verschiedene bauliche Maßnahmen, die zu einem anhaltenden Verlust natürlicher Lebensräume führt.

Auswirkungen der Zersiedelung

Werden durch industrielle Aktivitäten sowie durch unsachgemäße Deponierung von Abfall toxische Substanzen freigesetzt, so kann dies lokal oder regional zu starken Beeinflussungen von natürlichen Ökosystemen führen. Schwermetalle oder organische Chemikalien können bereits in geringen Konzentrationen in Umweltmedien eine Dezimierung der Biodiversität bewirken und bei unzureichend ausgeprägten Kompensationsmöglichkeiten eine nachhaltige Beeinträchtigung grundlegender Ökosystem-Funktionen zur Folge haben.

Auswirkungen industrieller Tätigkeiten

3 BESTIMMUNG UND BEURTEILUNG ÖKOTOXIKOLOGISCHER EFFEKTE

3.1 Grundlagen zur Ökotoxizitätsbestimmung

Toxizitätstests für Chemikalien und Umweltmedien

Unter Ökotoxizität werden schädliche Effekte von chemischen Verbindungen auf Lebewesen, deren Populationen und die natürliche Umgebung verstanden. Ihre Messung erfolgt im Allgemeinen in Form von sogenannten Toxizitätstests. Werden die unterschiedlichen Anwendungsbereiche und die Aussagekraft der Testergebnisse berücksichtigt, so ist es sinnvoll, zwischen Toxizitätstests für

- (i) Chemikalien und
- (ii) kontaminierte Medien (Wasser- oder Bodenproben)

zu unterscheiden. Zur besseren Übersicht werden in diesem Bericht Toxizitätstests mit Chemikalien als Ökotoxizitätstests, jene mit kontaminierten Medien ausschließlich als Bioassays bezeichnet.

Ökotoxizitätstests

Qualitätskriterien beurteilen Schad- stoffkonzentration

Der Begriff Ökotoxizitätstest beschreibt eine Testmethode zur Ermittlung der Toxizität einer einzelnen bereits bekannten chemischen Substanz (oder eines Substanzgemisches). Hierbei wird die zu testende Substanz einem standardisierten Testmedium (Wasser, Boden, ...) zugegeben und aus unterschiedlichen Verdünnungsstufen wird eine Konzentrations-Wirkungs-Kurve ermittelt (siehe Kapitel 3.1.4). In weiterer Folge werden aus diesen Testergebnissen auf Basis der erhaltenen toxikologischen Kenngrößen Qualitätskriterien (z. B. Schwellen- und Grenzwerte in Form einer Schadstoffkonzentration) für das jeweils verwendete Medium abgeleitet. Diese Qualitätskriterien dienen dann als Richtwerte zur Beurteilung von in der Umwelt gemessenen Schadstoffkonzentrationen. Dies bedeutet, dass der Ökotoxizitätstest nur einmalig zur Festlegung der Grenzwerte angewandt wird; jede weitere Beurteilung von kontaminierten Medien erfolgt damit *indirekt* mittels chemischer Analytik.

Bioassays

Bioassays messen Umwelteffekte direkt

In den letzten Jahren wurden Ökotoxizitätstests zu "contaminated media tests" (SUTER et al. 2000) oder Bioassays (DECHEMA 1995, FERGUSON et al. 1998) weiterentwickelt, um Hemmeffekte, die von potenziell kontaminierten Umweltproben ausgehen, *direkt* zu messen. Vielfach handelt es sich auch hier um „klassische“ Ökotoxizitätstests, die gegebenenfalls adaptiert wurden, um die Toxizität von Wasser- oder Bodenproben direkt zu bestimmen. Es ist festzuhalten, dass bei Bioassays die Proben an einem kontaminierten Standort entnommen wurden und dass deren Schadstoffspektrum bzw. die Konzentration nicht oder nur unzulänglich bekannt sind. Auch aus diesen Tests kann eine Modellkurve (siehe Kapitel 3.1.4) entwickelt werden; allerdings wird ein Effekt nicht mit einer bestimmten Schadstoffkonzentration, sondern mit einem gewissen Anteil des kontaminierten Mediums im Testansatz korreliert (z. B. Verdünnen von Abwasser mit sauberem Wasser oder Mischen des kontaminierten Bodens mit nicht kontaminiertem Boden).

Generell wird mittels Toxizitätstests der Effekt von Schadstoffen auf lebende Testorganismen ermittelt. Toxizitätstests umfassen immer die drei folgenden Komponenten:

- Testmedium (z. B. Wasser, Boden),
- spezifische Testorganismen (z. B. Leuchtbakterien, Regenwürmer),
- Testendpunkt (Messgröße – z. B. Mortalität, Reproduktionshemmung).

Komponenten von Toxizitätstests

Das Testmedium kann einerseits durch das Umweltmedium, in dem der zu untersuchende Schadstoff vorliegt (z. B. Boden, Wasser) vorgegeben sein und bestimmt somit die Auswahl der möglichen Testorganismen. Andererseits kann das Testmedium aber auch durch den Testorganismus bestimmt werden, so dass im Falle von Bioassays der Schadstoff erst in dieses Medium überführt werden muss (z. B. Leuchtbakterientest mit Eluat aus Boden oder Abfall).

Testmedium

Es wird häufig vernachlässigt, dass die Frage, welche Komponente oder Funktion eines Ökosystems geschützt werden soll, der bestimmende Faktor zur Auswahl der Testorganismen ist. Anders formuliert: Durch die Auswahl eines Testorganismus werden auch die möglichen Aussagen festgelegt. Darüber hinaus ermöglicht die Verwendung von definierten Testorganismen eine Erhöhung der Reproduzierbarkeit von Toxizitätstests.

Auswahl der Testorganismen

In der Praxis erfolgt die Messung von Wirkungen (Effekten), die durch Schadstoffe hervorgerufen werden, vorwiegend auf der Ebene der Individuen (zumeist mehrere Organismen einer Art). Die Begründung dieser Auswahl liegt in der vergleichsweise einfachen Messbarkeit und Interpretierbarkeit der Daten sowie in den ökonomischen Vorteilen im Vergleich zu Messungen auf anderen trophischen Ebenen (GAUDET 1994).

3.1.1 Beurteilungsebenen in der Theorie und Messgrößen in der Praxis

Grundsätzlich wird in der ökologischen Risikobeurteilung zwischen Beurteilungsebenen (üblicherweise Assessment Endpoint – zu schützender ökologischer Wert) und Messgrößen (üblicherweise Measurement Endpoint – quantifizierbares ökologisches Merkmal) unterschieden. Der Measurement Endpoint bezeichnet jene Parameter, die im Test gemessen werden, wogegen der Assessment Endpoint jene Parameter auf einer höheren Komplexitätsstufe des realen Ökosystems darstellt, auf die die Ergebnisse eines Toxizitätstests extrapoliert werden.

Measurement Endpoints bezeichnen also somit quantitativ beobachtbare oder messbare ökologische Größen, die durch den Schadstoff beeinflusst werden (z. B. Sterbe-, Wachstums- oder Reproduktionsrate). In der ökotoxikologischen Fachliteratur werden diese Kenngrößen oft als Testendpunkt oder nur als Endpunkt bezeichnet. Diese messbare Größe bezieht sich immer auf den ökologischen Wert, der als Assessment Endpoint ausgewählt wurde. Der Measurement Endpoint dient somit als Ersatz für den Assessment Endpoint. Mögliche Hilfestellungen zur Auswahl geeigneter Measurement Endpoints können sein:

messbare Größen: Measurement Endpoints

- Unmittelbarer Bezug zum Assessment Endpoint,
- rasch und einfach messbar,
- abgestimmt auf die Größe des kontaminierten Standorts,

- aussagekräftig bezüglich der Expositionspfade,
- berücksichtigt dynamische und temporale Änderungen,
- geringe natürliche Variabilität,
- aussagekräftig im Ergebnis,
- breite Anwendbarkeit,
- standardisierte Testmethoden,
- Vorhandensein bereits existierender Daten.

Measurement Endpoints befinden sich aus verschiedensten Gründen (siehe Ende des Kapitels 3.1) fast ausschließlich auf der Ebene der Organismen oder auf der Ebene der Population. Im Zuge der ökologischen Risikobeurteilung werden je nach standortspezifischen Bedingungen und den ausgewählten Assessment Endpoints zumeist mehrere Toxizitätstests, zusammengestellt in einer so genannten Testbatterie (siehe Kapitel 3.2.6), gleichzeitig durchgeführt.

**zu schützende
Werte: Assessment
Endpoints**

Als Assessment Endpoints im Zuge einer ökologischen Risikobeurteilung werden die zu schützenden ökologischen Werte bezeichnet. Es handelt sich hierbei in erster Linie um die Beschreibung von ökologischen Eigenschaften, die durch Schadstoffe an einem kontaminierten Standort nachteilig verändert werden. Die Wahl eines Assessment Endpoints sollte möglichst am Beginn jeder ökologischen Risikoabschätzung erfolgen; die weiteren Vorgehensweisen sind darauf abzustimmen. Eignungskriterien für Assessment Endpoints sind (GAUDET 1994):

- Soziale und biologische Relevanz,
- eindeutige operationale Definition,
- Messbarkeit oder Vorhersagbarkeit,
- Aussagekraft für die Auswirkungen des Schadstoffes,
- Relevanz für mögliche zukünftige Entscheidungen.

Die ausgewählten Assessment Endpoints liegen zumeist auf der Ebene der Population oder Gemeinschaft, selten auch auf der Gesamt-Ökosystem-Ebene. Auswirkungen, welche die molekulare oder die Organismen-Ebene betreffen, haben zumeist keine allzu große soziale oder biologische Relevanz und werden deshalb kaum für diese Fragestellung ausgewählt.

Im Fall, dass Assessment- und Measurement Endpoint sich nicht unterscheiden, kann der Zusammenhang zwischen Schadstoff und Wirkung relativ einfach charakterisiert werden. Sehr häufig tritt allerdings der Fall auf, dass die ausgewählten Assessment Endpoints nicht beobachtbar oder messbar sind, beziehungsweise keine aussagekräftigen oder standardisierten Testmethoden für diese existieren. In diesem Fall ist es für eine möglichst realitätsnahe Aussage über die Einwirkung von Schadstoffen notwendig, eine quantifizierbare Verbindung zwischen Assessment- und Measurement Endpoint zu finden, um in weiterer Folge anhand von Extrapolationen Rückschlüsse tätigen zu können (SUTER 1989).

Generell ist der Rückschluss von einer Schadstoffwirkung (Measurement Endpoint) auf eine Wirkung auf das Gesamtökosystem als komplex und schwierig zu bewerten. Es existieren mittlerweile aber einige standardisierte Protokolle, mit deren Hilfe von der Individuen-Ebene auf höhere Ebenen extrapoliert werden kann (GAUDET 1994).

3.1.2 Response-Ebenen

Grundsätzlich kann die Abschätzung oder Messung von Störeinflüssen, die durch toxische Chemikalien hervorgerufen werden, auf jeder Ökosystem- bzw. Organisations-Ebene erfolgen. Die Durchführung geeigneter Tests kann von Messungen auf zellulärer Ebene bis hin zur Betrachtung gesamter Ökosysteme erfolgen. Je nachdem, welche Ebene untersucht wird, können unterschiedliche Auswirkungen beobachtet werden, die in Abbildung 4 schematisch dargestellt werden.

Ebenen der Betrachtung

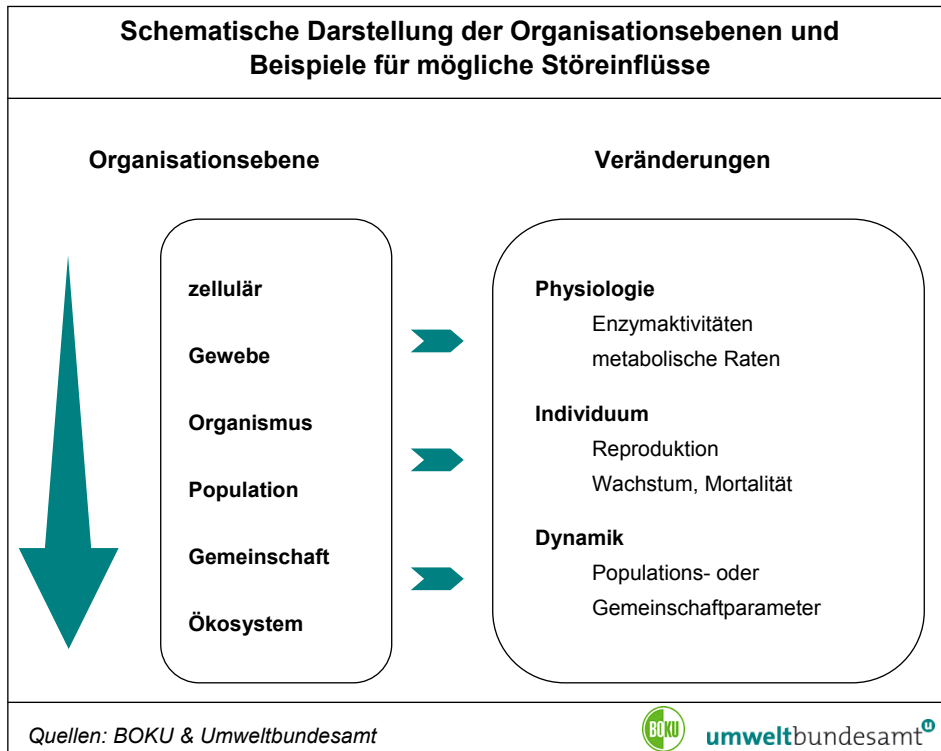


Abbildung 4: Schematische Darstellung der Organisationsebenen und Beispiele für mögliche Störeinflüsse. Die Komplexität der ökologischen Interaktion steigt mit der Stufe der biologischen Organisation.

Die Abschätzung und Messung von Störeinflüssen auf den unterschiedlichen Ebenen eines Ökosystems bringt eine Unterteilung der messbaren Kenngrößen in physiologische sowie individuelle und dynamische Parameter mit sich. Einige Messgrößen (z. B. Verhalten) können durchaus auf mehreren Ebenen untersucht werden (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Auswirkungen von Störeinflüssen auf unterschiedlichen Organisations-Ebenen (modifiziert nach POWER et al. 1991).

Response-Ebene	Beschreibung	Parameter
Physiologie	primäre metabolische Auswirkungen	Enzymaktivität Respiration Photosynthese Exkretion
	primäre metabolische Reaktionen	metabolische Rate Hämatologie Pigmentation Osmoseregulation Ionenregulation hormonelle Veränderungen
individuelle Parameter	Überleben	Mortalität
	Wachstum	Nahrungsaufnahme Wachstumsausmaß Wachstumsgeschwindigkeit Körpergewicht Entwicklungsstadium
	Reproduktion	sexuelle Reife Fruchtbarkeit Larvenentwicklung Größe der Brut Reproduktionshäufigkeit
	Verhalten	Reizaufnahme Aktivität/Impetus Lernen/Motivation Vermeidung/Anziehung Paarungsverhalten
dynamische Parameter	Verhalten	Kolonisation/Migration Aggression/Toleranz Paarung
	Populations-Parameter	Altersklassenverteilung Aussterberate Reproduktionserfolg Artendichte und -häufigkeit Biomasse Produktion
	Gemeinschafts-Parameter	Diversität/Artenreichtum Sukzession Nährstoffkreisläufe Energieumsatz Sauerstoffverbrauch/ Atmung

Physiologie

Untersuchungen auf physiologischer Ebene können häufig gute Aussagen über das Einwirken von Schadstoffen auf einen Organismus liefern, da oft ein direkter Zusammenhang zwischen einem bestimmten Schadstoff und einer spezifischen biochemischen Auswirkung besteht. Diese Testmethoden liefern so zwar gute Daten über die Wirkmechanismen toxischer Substanzen, lassen aber wenig allgemein gültige Aussagen über die Auswirkungen des Schadstoffeintrags in ein Ökosystem zu. Beispiele für Kenngrößen im physiologischen Bereich wären die Messung von Enzymaktivitäten oder die Messung des Hämoglobingehalts im Blut.

Die Limitation der Einsatzmöglichkeiten und der Aussagekraft von physiologischen Testmethoden liegt in erster Linie in der großen Variabilität der Ergebnisse (abhängig von saisonalen Bedingungen, Reproduktions-Status, Test-Konditionen etc.). Des Weiteren sind Diagnosen und Rückschlüsse von der Ebene der Physiologie auf höhere Ebenen durchwegs schwierig, wenn nicht unmöglich (GAUDET 1994).

***begrenzte
Anwendung der
physiologischen
Betrachtungsebene***

Individuelle Parameter

Die Messung von Störeinflüssen auf individueller Ebene stellt einen guten Kompromiss zwischen der Einfachheit der Tests und der Aussagekraft der Ergebnisse dar. Die am leichtesten zu eruiierende Kenngröße auf dieser Ebene ist die Sterberate von Organismen. Des Weiteren werden aber auch noch Testmethoden zur Abschätzung von chronischen Effekten durchgeführt. Diese subletalen Auswirkungen entstehen zumeist durch biochemische Veränderungen und werden über histologische, morphologische und ethologische Befunde ermittelt.

***Betrachtung von
Individuen***

Alle diese auf Organismen-Ebene zu beobachtenden Effekte haben direkte Auswirkungen auf den Erfolg einer gesamten Population sowie in weiterer Folge auf Gemeinschaften und Ökosysteme.

Überleben

Die Überlebensrate von Organismen wird zumeist über (kurzzeitige) Toxizitätstests unter Laborbedingungen ermittelt. Bei diesen Testmethoden wird ein bestimmter Organismus (oder mehrere Organismen) für eine definierte Zeitspanne dem kontaminierten Medium (z. B. Boden) ausgesetzt und ein biologischer Endpunkt (in diesem Fall die Mortalität) festgelegt.

Wachstum

Parameter, die das Wachstum betreffen, haben zumeist eine hohe Aussagekraft, da sie die generelle Fitness eines Organismus widerspiegeln. Die Auswirkungen von Schadstoffen auf Wachstumsraten können einerseits durch indirekte Effekte (z. B. Änderungen in der Verfügbarkeit der Nahrung) und andererseits durch direkte Effekte (Unterbindung der Verwertbarkeit von Nahrung, Energieverlust durch Metabolitenbildung etc.) hervorgerufen werden.

Viele das Wachstum betreffende Testmethoden bilanzieren zwischen Energieaufnahme (z. B. Fressen) und Energieabgabe (z. B. Respiration, Exkretion). Positive Energiebilanzen resultieren in Wachstum, während negative Energiebilanzen auf ein Aufbrauchen der körpereigenen Reserven hindeuten. Energieverluste entstehen teilweise auch durch das Ablaufen von Reparaturprozessen in Organismen. Diese Prozesse sind zwar schwer quantitativ messbar, können aber als Indikator für das Vorhandensein von Stressbedingungen gesehen werden.

***Bestimmung von
Energiebilanzen***

Reproduktion

Für Toxizitätstests auf Ebene der Individuen stellt die Reproduktion den wichtigsten biologischen Endpunkt dar, da eine Beeinträchtigung der Reproduktion das Überleben der Art gefährdet.

Der Einfluss von Schadstoffen auf Reproduktionsvorgänge kann auf unterschiedliche Art und Weise erfolgen, beispielsweise durch Energieverluste (siehe Wachstum), Störung der Reproduktionskontrolle durch Schadstoffe oder Metaboliten sowie Einflüsse auf das Reproduktionsverhalten oder auf Reproduktionsabläufe.

**verwendete
Testorganismen**

Als Testorganismen werden beispielsweise Fische (aquatisch) oder Würmer (terrestrisch) mit einer sehr kurzen Lebensspanne verwendet. Weitere Überprüfungen können z. B. über die Dicke der Eierschalen von Vogeleiern durchgeführt werden, da die Schalenbildung häufig durch den Einfluss von Schadstoffen gestört wird. Bei Säugetieren kann ebenfalls eine Untersuchung des Reproduktionsverhaltens und da vor allem des Reproduktionserfolgs ermittelt werden. Geeignete Tests beziehen sich dabei häufig auf Verzögerungen der sexuellen Reife, verzögerten Geburtszeitpunkt, Größe und Gewicht der Nachkommen, Reproduktionshäufigkeit oder gar die gänzliche Hemmung der Reproduktion.

Verhalten

Störeinflüsse von Schadstoffen auf Verhaltensweisen können sich beispielsweise durch gestörte Fortbewegung oder Orientierung äußern. Dies hat bei den betreffenden Individuen sehr häufig negative Auswirkungen auf Prozesse wie Nahrungsaufnahme, Beutefang, Fluchtverhalten, Migration, Balz- und Paarungsverhalten. Alle diese Parameter haben wesentlichen Einfluss auf den Erfolg jedes einzelnen Individuums und in weiterer Folge auch der gesamten Population (GAUDET 1994).

Dynamische Parameter

Alle Parameter, die Populationen, vor allem aber Gemeinschaften und Gesamt-Ökosysteme betreffen, können fast ausschließlich über Feldstudien ermittelt werden. Diese Studien werden häufig zur Ermittlung von weiterführenden Informationen im Zuge einer genaueren Untersuchung angewendet. Die Auswahl geeigneter Methoden ergibt sich zumeist durch standortspezifische Parameter sowie durch Ergebnisse von im Vorfeld durchgeführten Toxizitätstests.

Populations-Parameter

Den Auswirkungen von Störeinflüssen auf Populationen kommt enorme Bedeutung zu, da einmal entstandene Veränderungen häufig nicht mehr oder nur äußerst langfristig wieder rückgängig gemacht werden können. Zumeist sind Prozesse, die eine gesamte Population betreffen auch von gesellschaftlichem Interesse, da sie beispielsweise mit der Nahrungsmittelproduktion (z. B. Fischzucht) in unmittelbarem Zusammenhang stehen. Auch das Aussterben von lokal ansässigen Arten kann von emotionaler Bedeutung für die Gesellschaft sein.

**Ermittlung von
Bioindikatoren**

Die Ermittlung von Populations-Indikatoren erweist sich häufig sensibler als Tests auf der Organismen-Ebene. Eine generelle Abschätzung von Veränderungen kann über die An- und Abwesenheit bestimmter an einem Standort erwarteter Arten erfolgen – vor allem dann, wenn historische Daten mit dem derzeitigen Zustand verglichen werden können. Arten, die auf bestimmte Schadstoffeinträge oder Veränderungen der Umweltbedingungen sensibel reagieren und deren An- oder Abwesenheit über einen längeren Zeitraum über Monitoring überwacht wird, werden Bioindikatoren (Zeigerarten) genannt.

Eine weitere Überprüfung negativer Einflüsse kann über die Größe einer Population erfolgen. Diese ergibt sich aus den Parametern Geburten- und Sterberate sowie Ein- oder Abwanderungstendenzen, welche wiederum durch Auswirkungen von Kontaminationen beeinflusst werden können. Dies kann sowohl akut über das Sterben von Individuen oder langfristig über Effekte auf die Gesundheit der Organismen getestet werden.

Ermittlung der Populationsgröße

Weitere Möglichkeiten zur Messung von Störeinflüssen auf der Populations-Ebene entstehen aus Änderungen der Altersklassenverteilung oder der Ermittlung des Reproduktionserfolgs. Diese Parameter lassen aber nicht immer einen direkten Zusammenhang zwischen Ursache und Wirkung erkennen und werden zumeist stark von Faktoren wie saisonalen Gegebenheiten, Konkurrenzbeziehungen oder anderen Parametern wie der Verfügbarkeit von Nahrung beeinflusst.

Ermittlung von Alter und Reproduktion

Gemeinschafts-Parameter

Durch den Einfluss von Schadstoffen bedingte, allerdings schwierig zu überprüfende und hinsichtlich der Aussagekraft nicht immer eindeutig zu definierende Parameter auf der Gemeinschafts-Ebene sind beispielsweise die Artenzusammensetzung einer Gemeinschaft oder die Häufigkeit des Vorkommens bestimmter Arten. Eine Möglichkeit zur Verifizierung der Daten kann zum Beispiel über den Vergleich mit intakten Referenzökosystemen erfolgen. Im Normalfall werden die Gemeinschaft betreffende Parameter im Zuge von Feldversuchen ermittelt, können aber durchaus auch über die Erstellung von Modellen erfolgen.

Artenzusammensetzung und -häufigkeit

Ökosystem-Parameter

Obwohl der Schutz von gesamten Ökosystemen eine mehr oder weniger große Rolle in der Gesellschaft spielt, ist die direkte Messung von Störeinflüssen auf dieser komplexen Ebene praktisch nicht möglich und kann nur über Extrapolation von auf anderen (niedrigeren) Ebenen gemessenen Daten erfolgen (GAUDET 1994). Laut SUTER (1989) wäre in Hinblick auf kontaminierte Standorte die nützlichste zu untersuchende Ökosystemeigenschaft das Produktionspotenzial.

Störeffekte sind auf dieser Ebene nicht messbar

3.1.3 Akute und chronische Exposition

Grundsätzlich wird unter dem Begriff Exposition – im Zusammenhang mit ökotoxikologischen Betrachtungen – die gleichzeitige Anwesenheit eines oder mehrerer Stressoren (in diesem Fall Chemikalien bzw. Schadstoffe) und eines oder mehrerer Organismen bei gegebener Interaktionsmöglichkeit verstanden.

Im Bereich der Ökotoxikologie nehmen die Terme „akut“ beziehungsweise „chronisch“ je nach Generationszeit des Testorganismus eine unterschiedliche Größe ein. Daher ist es zielführender, diese Bezeichnungen nicht wie bei der human-toxikologischen Risikobeurteilung üblich auf Wirkungen, sondern auf die Expositionsdauer zu beziehen. Das heißt, es werden Auswirkungen von Schadstoffen oder Schadstoffgemischen nach akuter (kurzer) oder chronischer (lang andauernder) Exposition beobachtet.

Expositionsdauer

Als Konvention in der Ökotoxikologie werden Kenngrößen in der Regel entweder nach akuter Exposition über die Mortalität oder nach chronischer Exposition anhand von meist subletalen Effekten (z. B. Reproduktion) abgeleitet. Prinzipiell sind aber sowohl die Mortalität als auch subletale Auswirkungen unabhängig von der Expositionsdauer.

3.1.4 Konzentrations-Wirkungs-Kurven und ökotoxikologische Kenngrößen

Der in einem Toxizitätstest gefundene Zusammenhang zwischen Schadstoffkonzentration und biologischer Wirkung (Measurement Endpoint) wird mit Hilfe von Konzentrations-Wirkungs-Kurven beschrieben. Hierbei wird z. B. die prozentuale Häufigkeit der Wirkung einer bestimmten chemischen Substanz auf Testorganismen (y-Achse) gegen die getesteten Konzentrationen (oder deren Logarithmus; x-Achse) aufgetragen (siehe Abbildung 5).

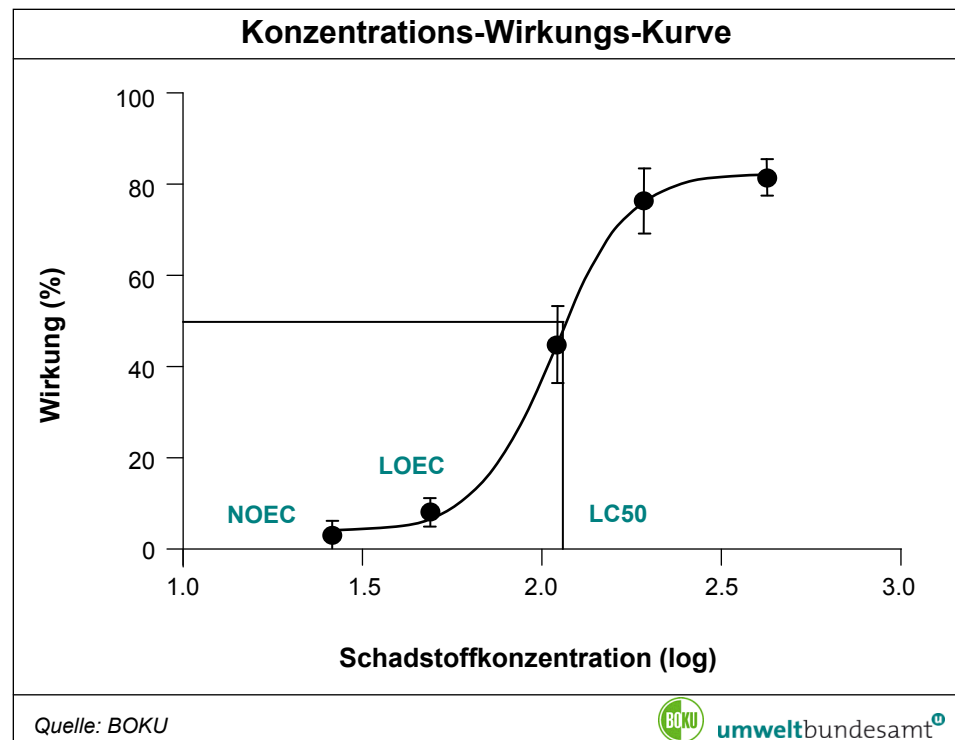


Abbildung 5: Konzentrations-Wirkungs-Kurve.

Prinzipiell können zwei verschiedene Auswerteverfahren für Toxizitätstests unterschieden werden (SUTER 1993):

- Messung einer effektiven Konzentration (EC10, EC50, LC50 etc.),
- Testen von Hypothesen (NOEC, LOEC).

3.1.4.1 Messung einer effektiven Konzentration

Zur Bestimmung einer effektiven Konzentration werden Schadstoffkonzentrationen (beziehungsweise deren Logarithmus) und beobachtete Wirkungen (z. B. Sterberate, Wachstumshemmung) über ein Regressionsmodell zueinander in Beziehung gesetzt. Daraus können verschiedene toxikologische Kenngrößen (z. B. LC50, EC50 oder IC50) abgeleitet werden (MOORE & CAUX 1997).

**Ableitung
toxikologischer
Kenngrößen**

Prinzipiell wird zwischen quantalen Wirkungen (zählbar: ja oder nein; LC50, EC50 – Anzahl der Organismen, die einen Effekt – z. B. Mortalität oder Fehlen der Nachkommen – zeigen) und quantitativen Auswirkungen (messbare Veränderung eines biologischen Parameters; IC50 – z. B. Ausmaß der Wachstumshemmung) unterschieden. Die wichtigsten statistischen Kenngrößen zur Messung von Wirkungen auf Organismen sind:

LC50 (median lethal concentration) bezeichnet jene Konzentration eines Schadstoffs in einem bestimmten Testmedium (z. B. Boden), bei der 50 % der getesteten Organismen sterben.

EC50 (median effective concentration) ist jene Konzentration, bei der bei 50 % der Organismen subletale Wirkungen beobachtet werden können (z. B. Anzahl der Testorganismen, die schadstoffbedingt keine Nachkommen haben).

IC50 (inhibiting concentration) steht für jene Konzentration, bei der ein biologischer Parameter um 50 % verringert wird (z. B. Wachstumshemmung von Algen durch den Einfluss von Schadstoffen).

Es sei darauf hingewiesen, dass im europäischen Raum selten zwischen ECxx und ICxx unterschieden wird und meist der ECxx verwendet wird.

3.1.4.2 Testen von Hypothesen

Im Zuge des Testens von Hypothesen wird eine – durch eine bestimmte Schadstoffkonzentration ausgelöste – Wirkung mit einer unbeeinflussten Kontrolle verglichen. Üblicherweise werden folgende statistische Kenngrößen ermittelt:

**statistische
Kenngrößen**

LOEC (lowest observed effect concentration) ist jene Konzentration, bei welcher erstmals eine signifikante Wirkung auftritt – die niedrigste Konzentration im Testansatz, die eine Wirkung zeigt.

LOAEC (lowest observed adverse effect concentration) ist jene Konzentration, bei welcher erstmals eine signifikante nachteilige Wirkung auftritt – die niedrigste Konzentration im Testansatz, die eine Wirkung zeigt.

NOEC (no observed effect concentration) bezeichnet jene Konzentration, bei der ein Effekt nicht mehr nachgewiesen werden kann – die höchste Konzentration im Testansatz, die keinen Effekt zeigt. Die NOEC ist immer kleiner als die LOEC und entspricht der unmittelbar nächstkleineren Konzentrationsstufe im Testansatz.

NOAEC (no observed adverse effect concentration) bezeichnet jene Konzentration, bei der eine nachteilige Wirkung nicht mehr nachgewiesen werden kann – die höchste Konzentration im Testansatz, die keine Wirkung zeigt. Die NOAEC ist immer kleiner als die LOAEC und entspricht der unmittelbar nächstkleineren Konzentrationsstufe im Testansatz.

**Nachteil von
Hypothesentests**

Hypothesentests werden aufgrund der Einfachheit ihrer Anwendung in der Praxis häufig eingesetzt. Allerdings haben sie den Nachteil, dass nur ein beziehungsweise zwei Messpunkte aus der Konzentrationsreihe in die Berechnung eingehen und dass daher die Wahrscheinlichkeit, dass eine toxische Konzentration als nicht toxisch bewertet wird, hoch ist (Risiko 2. Ordnung oder β -Fehler; falsch negatives Resultat). Das ist nicht zuletzt auf die üblicherweise große Streuung biologischer Testsysteme zurückzuführen.

3.2 Anwendung von Bioassays zur Untersuchung von kontaminierten Böden

Bioassays, die zur Beurteilung kontaminierter Böden eingesetzt werden, können prinzipiell mit verschiedenen Medien durchgeführt werden. Terrestrische Tests oder Kontakttests werden mit festen Materialien (z. B. Boden, Schlämme, Sedimente) durchgeführt und vorwiegend zur Ermittlung von ökologischen Auswirkungen verwendet. Aquatische Tests (Sickerwasser oder Boden-Eluate) liefern beispielsweise Informationen zur Mobilität der Schadstoffe oder über das Rückhaltevermögen eines Bodens.

**terrestrische
Bioassays**

Für die Durchführung von terrestrischen Bioassays wird als Testmedium immer Boden vom kontaminierten Standort verwendet. Ex-situ-Tests werden im Labor unter Zugabe von zumeist kultivierten Testorganismen durchgeführt und finden bereits relativ häufig Anwendung. Des Weiteren können auch in-situ-Tests zur Bestimmung der negativen Auswirkungen toxischer Substanzen durchgeführt werden, beispielsweise durch das Aussetzen von Pflanzen an einem kontaminierten Standort (SUTER et al. 2000). Diese Vorgangsweise ist auch unter dem Begriff „aktives Biomonitoring“ bekannt.

Darüber hinaus besteht auch die Möglichkeit, Bioassays mit Organismen vom Standort unter Laborbedingungen durchzuführen. Viele dieser hierbei beobachteten Effekte beziehen sich zwar häufig direkt auf die zu beurteilenden ökologischen Funktionen (z. B. Bodenatmung, Nitrifikationskapazität), die Tests haben aber den großen Nachteil, sehr fehleranfällig zu sein – beispielsweise durch inadäquate Probenahme, durch eine natürliche geringe Organismenanzahl oder auch durch das Vorhandensein von Testorganismen, die sich im Lauf der Zeit zunehmend an die Bedingungen am kontaminierten Standort angepasst haben.

Wesentliche Voraussetzungen für die fachgemäße Anwendung von Bioassays und somit auch für die Generierung von aussagekräftigen Daten, sind die

- i. ökologische Relevanz der eingesetzten Organismen,
- ii. Akzeptanz der Testsysteme sowie ihre
- iii. Durchführbarkeit in der Praxis.

3.2.1 Ökologische Relevanz

Bioassays, bzw. die in ihnen eingesetzten Testorganismen, sind dann von ökologischer Relevanz, wenn sie folgende Kriterien erfüllen:

- Sensitivität,
- ökologischer Realismus,
- biologische Validität.

3.2.1.1 Sensitivität

Die Existenz einer sensitivsten Spezies (z. B. ein Universalindikator) ist ein Mythos. Die Sensitivität eines bestimmten Testsystems wird sowohl durch die Empfindlichkeit der Testorganismen gegenüber den jeweiligen Schadstoffen als auch durch die Testbedingungen bestimmt. Die ausgewählten Organismen sollten eine möglichst gute Sensitivität gegenüber verschiedenen Schadstoffen (sowohl Einzelsubstanzen als auch Schadstoffgemische) zeigen (ENVIRONMENT CANADA 1994).

3.2.1.2 Ökologischer Realismus

Bei der Anwendung von Bioassays ist es wichtig, eine für eine taxonomische Gruppe repräsentative Spezies auszuwählen, die auch im Feld eine wichtige ökologische Funktion innehat und die bei der Durchführung des Tests einen ökologisch relevanten und möglichst diagnostischen Response (Reiz-Reaktion) liefert.

Auswahl einer repräsentativen Art

Hinsichtlich der Exposition sollten die Testbedingungen – sowohl abiotische als auch biotische Faktoren – möglichst die natürlichen Bedingungen reflektieren. Somit müssen auch die Aufnahmewege der Schadstoffe in die Testorganismen denjenigen unter Feldbedingungen entsprechen. Des Weiteren ist es notwendig, auch die Bioverfügbarkeit mit einzubeziehen, eine ökologisch realistische Expositionsfrequenz auszuwählen und realistische Umweltkonzentrationen zu berücksichtigen (VAN GESTEL et al. 1997).

weitere realitäts-bezogene Kriterien

3.2.1.3 Biologische Validität

Da der Zustand der Testorganismen das Ergebnis beeinflussen kann, ist einerseits zu berücksichtigen, dass eine ausreichende Anzahl von Organismen mit einem passenden Alter im Test eingesetzt wird und andererseits in der Kontrollgruppe die Validitätskriterien stimmen. Dies bedeutet, dass in der Negativkontrolle eine Mindestanzahl an Überlebenden eingehalten werden muss sowie in der Positivkontrolle eine spezifizierte Mortalität bzw. Hemmung mit einem Referenzschadstoff erzielt werden kann/muss (VAN GESTEL et al. 1997).

3.2.2 Akzeptanz der Testsysteme

Jeder biologische/ökologische Test sollte folgende drei Kriterien erfüllen:

Akzeptanzkriterien

- Es existiert ein **schriftliches Testprotokoll** mit methodischen Anweisungen (z. B. ISO – International Organization for Standardization).
- Eine **Referenzsubstanz**, die toxisch auf die Testorganismen wirkt und die Möglichkeit der Kontrolle der Reproduzierbarkeit eines Tests bietet, ist inkludiert (Positivkontrolle).
- Akzeptanzkriterien, die den Gesundheitszustand der Organismen beurteilen, sind definiert. Ein **Kontroll-Testansatz** unter Abwesenheit toxischer Substanzen muss die Gesundheit der verwendeten Organismen nachweisen (Negativkontrolle).

Die verpflichtende Verwendung einer Referenzsubstanz ist allerdings noch keine Garantie für eine hohe Aussagekraft eines Tests, da die Qualität einer möglichen Aussage auch durch die Variabilität in den Testansätzen bestimmt wird. Je größer die Abweichungen innerhalb eines Testverfahrens sind, umso unsicherer wird die Interpretation der Ergebnisse.

Environment Canada schlägt beispielsweise bei der Verwendung von Testansätzen im Vergleich zu einer Referenzsubstanz eine maximal akzeptable relative Standardabweichung (CV – coefficient of variation) von 30 % (besser < 20 %) vor (ENVIRONMENT CANADA 1994, 2007).

3.2.3 Durchführbarkeit in der Praxis

Neben den oben definierten ökologischen und biologischen Kriterien sind auch folgende Punkte für den Einsatz von Bioassays zu berücksichtigen:

- Praktische Argumente und
- Feldvalidierung (Plausibilitätsprüfung).

3.2.3.1 Praktische Argumente

praktische Anwendbarkeit eines Bioassays

Bei der Auswahl der einzelnen Bioassays für eine Testbatterie (siehe Kapitel 3.2.6) sollte sowohl auf deren Aussagekraft für die Situation am Feld als auch auf eine möglichst einfach praktische Handhabbarkeit geachtet werden; beispielsweise durch die Auswahl von leicht zu kultivierenden Testorganismen und den Erhalt möglichst eindeutiger Ergebnisse.

Unmittelbar in Zusammenhang mit der Handhabbarkeit eines Tests stehen auch Kosteneffizienz und Schnelligkeit der Tests, z. B. durch die Auswahl von rasch durchführbaren Tests zur Abschätzung der akuten Toxizität. Hierbei gilt es, Testspezies mit kurzen Reproduktionszyklen auszuwählen, anhand derer auch bei der Durchführung von chronischen Tests schon nach relativ kurzer Testdauer Aussagen über die Auswirkungen einer toxischen Substanz über einen gesamten Reproduktionszyklus einer Art getätigt werden können.

3.2.3.2 Feldvalidierung (Plausibilitätsprüfung)

Korrelation von Labor- und Feld- untersuchungen

Bioassays werden im Labor durchgeführt und liefern eine generelle Abschätzung von toxischen Effekten; präzise Aussagen über Auswirkungen am Standort sind jedoch schwierig. Somit dienen Bioassays praktisch als Ersatz für Felduntersuchungen; bei der Übertragung der Ergebnisse ist jedoch die Vergleichbarkeit der Bedingungen im Feld und im Labor (z. B. Tageslicht, Temperaturveränderungen, Wasserversorgung) zu berücksichtigen. Mehrere Studien aus den USA belegen sehr wohl positive Korrelationen zwischen Ergebnissen aus chronischen Toxizitätstests und im Feld sichtbaren Effekten auf natürliche Populationen (z. B. MOUNT et al. 1986, MOUNT & NORBERT-KING 1986). Auch die Ergebnisse von Pflanzentests im Labor konnten durch Untersuchungen am Standort direkt bestätigt werden (THOMAS et al. 1986).

3.2.4 Vorteile und Limitierungen von Bioassays

Die Anwendung von Bioassays bietet zahlreiche Vorteile, z. B. die Messung der unmittelbaren Toxizität nicht oder unvollständig charakterisierter Substanzgemische. Allerdings sind dafür auch Einschränkungen in Kauf zu nehmen wie beispielsweise die mangelhafte Kenntnis des Einflusses der Versuchsbedingungen.

3.2.4.1 Vorteile von Bioassays

Die wesentlichen Vorteile von Bioassays sind:

- Direkte Messung von letalen oder sub-letalen Effekten,
- Abschätzung von Langzeiteffekten mit chronischen Tests,
- Messung der Toxizität von Chemikalien, die unbekannt sind oder nicht identifiziert wurden bzw. für die keine toxikologischen Daten vorhanden sind,
- direkte Berücksichtigung des bioverfügbaren Schadstoffanteils,
- Frühwarnsystem für Umweltschäden,
- Berücksichtigung kombinierter Effekte von Schadstoffmischungen,
- sichtbare Effekte sind leichter verständlich als Messwerte chemischer Konzentrationen
- geringere Kosten (bei komplexer Verunreinigung und Matrix).

Ein großer Vorteil von Bioassays liegt in der Möglichkeit einer direkten Erkennung von nachteiligen Effekten auf Testorganismen (im Gegensatz zur simplen Messung einer Schadstoff-Konzentration, von der in Folge auf eine Gefährdung geschlossen wird) und somit einer besseren Möglichkeit, umweltrelevante Auswirkungen vorhersagen zu können. Wenn beispielsweise 100 % der getesteten Regenwürmer sterben, liegt ein eindeutiger Beweis für die Toxizität der Bodenprobe vor. Gemessene Schadstoffkonzentrationen würden erst nach dem Vergleich mit Schwellenwerten (die ihrerseits jedoch auch über Ökotoxizitätstests ermittelt wurden) Hinweise auf Schadstoffpotenziale liefern (LOIBNER et al. 2003).

Effekte sind direkt erkennbar

Ein weiterer Vorteil von Bioassays liegt darin, dass die Toxizität des gesamten in der Probe vorhandenen Schadstoffspektrums erfasst werden kann. So wird auch das toxische Potenzial unbekannter oder nicht analysierter Schadstoffe bzw. solcher für die keine Toxizitätsdaten vorliegen mit untersucht. Dies kann in diesem Fall auch Kosten einsparend sein, da eine chemische Analyse aller möglicherweise enthaltenen Schadstoffe sehr aufwändig und teuer wäre (ENVIRONMENT CANADA 1999).

Gesamttoxizität wird erfasst

Gerade an kontaminierten (Industrie)Standorten ist im Normalfall ein breites Spektrum an unterschiedlichsten Schadstoffen vorhanden, die auch miteinander in Wechselwirkung treten können. Die Durchführung von Bioassays und somit die Erfassung der Gesamt-Toxizität einer Probe hat den Vorteil, alle synergistischen und/oder antagonistischen Effekte zwischen den verschiedenen Schadstoffen in die Analyse mit einzubeziehen. Eine simple Addition aller Effekte würde vermutlich zu einer Fehlinterpretation – häufig einer Überschätzung der nachteiligen Wirkungen – führen, da die Wechselwirkungen zwischen mehr

Wechselwirkungen werden berücksichtigt

als zwei unterschiedlichen Schadstoffen äußerst komplex und schwer vorher-sagbar sind (LOIBNER et al. 2003). Darüber hinaus ist festzuhalten, dass eben diese Wechselwirkungen durch die etablierte Risikobeurteilung, die ausschließ-lich auf chemischen Analysen beruht, nicht erfasst werden.

**weitere chemische
Parameter werden
erfasst**

Sowohl die chemische Bindungsform eines Schadstoffs als auch die chemische Spezies (z. B. Oxidationsstufe eines Metalls, Dissoziationsstufe einer organi-schen Säure) spielen für die Toxizität eine wesentliche Rolle. Durch die Ver-wendung von kontaminiertem Material direkt vom Standort werden diese Gege-benheiten berücksichtigt, wohingegen in der chemischen Analytik üblicherweise nur der Gesamtgehalt eines Schadstoffes ohne Berücksichtigung etwaiger unter-schiedlicher Bindungsformen oder Oxidationsstufen (bei Metallen) bestimmt wird.

**verringerte Bio-
verfügbarkeit durch
Bodenbindung**

Als weiterer Vorteil von Bioassays kann auch die Berücksichtigung der (Bio)ver-fügbarekeit in der quantitativen Ausprägung der Reiz-Reaktion (Response) gel-ten. Gerade die Verfügbarkeit der im Altlastenbereich häufig auftretenden orga-nischen Schadstoffe hängt sehr stark von unterschiedlichen Gegebenheiten ab, wie beispielsweise den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Schadstof-fe, der Zusammensetzung des Bodens (vor allem hinsichtlich Gehalt und Art des organischen Materials), der Konzentration der Schadstoffe, sowie dem Alter der Kontamination. Generell führt die Bindung von Schadstoffen in Böden zu einer Verringerung der (Bio)verfügbarkeit und somit auch zu einer Verringerung der Reiz-Reaktion-Toxizität. Dies kann mittels Bioassays erfasst werden. Wird die Schadstoffkonzentration nur durch eine chemische Analyse ermittelt, so wird dieser Aspekt der Risikoreduktion missachtet und unter Umständen wird das Risiko, das von einem kontaminierten Boden ausgeht, überschätzt (LOIBNER et al. 2003).

3.2.4.2 Nachteile von Bioassays

**Schadstoffe werden
nicht identifiziert**

Ein wesentlicher Nachteil von Bioassays besteht darin, dass die im kontaminierten Medium vorhandenen Schadstoffe nicht identifiziert werden, was aber unter anderem für die Wahl einer adäquaten Sanierungsmethode notwendig ist. Fol-gende limitierende Faktoren müssen bei der Anwendung von Bioassays jeden-falls in Betracht gezogen werden:

- Toxische Stoffe werden nicht identifiziert,
- vor allem chronische Tests sind sehr zeitaufwändig,
- nur wenige Spezies werden getestet,
- Extrapolierbarkeit der Ergebnisse auf eine höhere Stufen der biologischen Organisation ist nicht implizit gegeben,
- die Tests werden bei optimalen Bedingungen durchgeführt (neben der Kon-tamination existieren keine weiteren Stressfaktoren),
- die Variabilität der natürlichen Umwelt wird nicht berücksichtigt,
- keine direkte Messung der Bioakkumulation,
- vereinfachende Interpretation kann Öffentlichkeit und Behörden irreführen.

**mögliche Fehl-
interpretationen**

Probleme bei der Verwendung vor allem von terrestrischen Bioassays können auch durch die Fehlinterpretation von Daten aufgrund der Durchführung der Tests mit einem unpassenden Kontrollboden entstehen. Für terrestrische Bio-assays ist die Auswahl eines geeigneten **Referenzbodens** von äußerster Wich-

tigkeit, da schlussendlich alle Testergebnisse auf die Ergebnisse des Referenzansatzes bezogen werden. Jedweder verbessernder oder hemmender Effekt, der zwar im Referenzboden, nicht aber im eigentlichen Testboden auftritt, hat eine Verfälschung des Ergebnisses zur Folge (ENVIRONMENT CANADA 1999).

Zusammenfassend leisten Bioassays, in Ergänzung zu einer analytischen Bestimmung der chemischen Identität und Konzentration von Schadstoffen, einen maßgeblichen Beitrag zu einer gründlichen Charakterisierung der ökologischen Beeinträchtigung an einem kontaminierten Standort. Die Anwendung solcher Testmethoden ermöglicht Aussagen über Parameter, die durch eine rein chemische Analyse nicht getätigt werden können, wie z. B. das Ausmaß der Bioverfügbarkeit oder auch die biologische Wirkung von Schadstoffgemischen.

3.2.5 Beispiele für Bioassays zur Beurteilung kontaminierter Bodenproben

Tabelle 3 enthält eine Auswahl von Bioassays, die zur Beurteilung kontaminierter Standorte eingesetzt werden können. Die einzelnen Bioassays sind hinsichtlich ihrer Charakteristik, der Messparameter, der Testdauer und der Aussagekraft kurz beschrieben.

Tabelle 3: Beschreibung von Bioassays, die zur Beurteilung kontaminierter Standorte eingesetzt werden können (LOIBNER et al. 2003).

Test	Testcharakter	Untersuchungsparameter/Endpunkt	Testdauer	Aussage zur Ökosystem-Funktion	Referenzen
Tests mit Böden – Invertebraten (Wirbellose)					
akuter Regenwurm-Toxizitätstest (<i>Eisenia foetida</i> od. <i>Eisenia andrei</i>)	Untersuchung der Kurzzeit-Toxizität von kontaminierten Bodenproben auf Regenwürmer	Mortalität	7 oder 14 Tage	Lebensraumfunktion Speicher- u. Rückhaltefunktion	ISO 11268-1 (1993) OECD 207 (1984)
Regenwurm-Reproduktionstest (<i>Eisenia foetida</i> od. <i>Eisenia andrei</i>)	Untersuchung der Langzeit-Toxizität von kontaminierten Böden auf Regenwürmer	Produktion von Kokons und Nachkommen	nach 4 Wo. Zählung der Kokons, nach 8 Wo. Zählung der juvenilen	Lebensraumfunktion Speicher- u. Rückhaltefunktion	ISO 11268-2 (1998)
Collembolen-Reproduktionstest (Spring-schwänze; <i>Folsomia candida</i>)	Untersuchung der Kurzzeit- und Langzeit-Toxizität von kontaminierten Böden auf Collembolen	Mortalität und Reproduktion	4 Wochen	Lebensraumfunktion	ISO 11267 (1999) WILES & KROGH (1998)
Ostracoden-Test, Ostracodtoxkit (Muschelkrebse; <i>Heterocypris incongruens</i>)	Untersuchung der Kurzzeit- und Langzeit-Toxizität von Sedimenten bzw. Böden auf Ostracoden	Mortalität und Wachstums- hemmung	6 Tage	Extrapolation auf Lebensraumfunktion	MicroBioTests Inc.
Tests mit Böden – Pflanzentests					
terrestrische Pflanzen (Kresse, Weizen, Salat, Gurken etc.)	Untersuchung hemmender Wirkungen von kontaminierten Böden auf Pflanzen	Keimung, Wachstum (Länge, Biomasse)	speziesabhängig – bis 28 Tage	Lebensraumfunktion Produktionsfunktion Speicher- u. Rückhaltefunktion Filter- u. Pufferfunktion	ISO 11269-1 (1993) ISO 11269-2 (1995) OECD 208 (1984, 2000)
Tests mit Böden – mikrobiologische Tests					
Leuchtbakterien-Test (Microtox Solid-phase test SDI, <i>Vibrio fischeri</i>)	Untersuchung der Kurzzeit-Toxizität von Bodensuspensionen auf Leuchtbakterien	Leuchthemmung	1 Stunde	Lebensraumfunktion Transformationsfunktion Speicher- u. Rückhaltefunktion	
Bodenatmungstest (aerobe und fakultativ aerobe Mikroorganismen)	Untersuchung der substratinduzierten mikrobiellen Atmung eines Bodens	Sauerstoffverbrauch oder Kohlendioxid-Produktion	bis 24 Stunden	Lebensraumfunktion Transformationsfunktion Filter- u. Pufferfunktion	ISO 14240-1 (1997)
Ammonium Oxidationstest (ammoniumoxidierende Bakterien)	Untersuchung der Aktivität der Bakterien (Aktivität entspricht der Akkumulationsrate von Nitrit)	Ammoniumoxida-tionsrate (Nitrit)	6 Stunden	Lebensraumfunktion Transformationsfunktion Filter- u. Pufferfunktion	ISO/DIS 15685 (2001) DECHEMA (1995)

Tabelle 3: Beschreibung von Bioassays, die zur Beurteilung kontaminierter Standorte eingesetzt werden können – Fortsetzung (LOIBNER et al. 2003).

Test	Testcharakter	Untersuchungs- parameter/Endpunkt	Testdauer	Aussage zur Ökosystem-Funktion	Referenzen
Tests mit Bodeneluat – Invertebraten (Wirbellose)					
Immobilisierungstest mit Wasserflöhen (<i>Daphnia magna</i>)	Untersuchung der Kurzzeit-Toxizität von Bodeneluat auf Daphnien	Mortalität	24 oder 48 Stunden	Lebensraumfunktion Speicher- und Rückhaltefunktion	OECD 202 (1984)
Tests mit Bodeneluat – Algentests					
Algentest (<i>Raphidocelis subcapitata</i>)	Untersuchung der Langzeit-Toxizität von Bodeneluat auf Algen	Wachstumshemmung (Biomasse)	72 oder 96 Stunden	Lebensraumfunktion Produktionsfunktion	OECD 201 (1984) ENVIRONMENT CANADA EPS 1/RM/25 (1992b) USEPA OPPTS 850.4400 (1996)
Tests mit Bodeneluat – Pflanzentests					
Wasserlinsentest (<i>Lemna minor</i>)	Untersuchung der Langzeit-Toxizität von Bodeneluat auf Wasserlinsen	Wachstumsrate	4 oder 7 Tage	Lebensraumfunktion Produktionsfunktion	ASTM E1415-91 (1998) USEPA OPPTS 850.4400 (1996)
Tests mit Bodeneluat – mikrobiologische Tests					
akuter Leuchtbakterientest (<i>Vibrio fischeri</i>)	Untersuchung der Kurzzeit-Toxizität von Bodeneluat auf Leuchtbakterien	Leuchtthemmung	5–30 Minuten	Lebensraumfunktion Transformationsfunktion Speicher- und Rückhaltefunktion	ISO 11348 (1998) ENVIRONMENT CANADA EPS 1/RM/24 (1992a)
chronischer Leuchtbakterientest (<i>Vibrio fischeri</i>)	Untersuchung der Langzeit-Toxizität von Bodeneluat auf Leuchtbakterien	Leuchtthemmung (Wachstum)	22–24 Stunden	Lebensraumfunktion Transformationsfunktion Speicher- und Rückhaltefunktion	
Tests mit Bodeneluat – Genotoxizitätstests					
Ames-Test (<i>Salmonella typhimurium</i>)	Untersuchung des mutagenen Potenzials	Bakterienwachstum	48 Stunden		DIN 38415-4 (1999)
Umu-Test (<i>Salmonella choleraesuis</i>)	Untersuchung des mutagenen Potenzials	Galactosidase-Aktivität (Aktivität des umu C-Gens)	2 Stunden		DIN 38415-3 (1996) ISO 13829 (2000)

3.2.6 Testbatterien

Kombination von Bioassays

Durch Kombination mehrerer Bioassays zu einer Testbatterie, die möglichst Organismen aus allen wesentlichen trophischen Stufen enthalten sollte, wird versucht, eine umfassende Aussage über die Auswirkungen eines kontaminierten Mediums auf ein definiertes Ökosystem zu machen.

Laut VAN GESTEL et al. (1997) sollten die einzelnen in einer Batterie enthaltenen Tests einen Schluss auf die Schutzbedürftigkeit des Ökosystems am Standort ermöglichen. Wenn z. B. das Ziel der Schutz einer bestimmten Funktion eines Ökosystems ist, dann wird dies durch den Schutz der für die Aufrechterhaltung der Funktion verantwortlichen Arten erreicht. Werden nun repräsentative Arten ausgewählt – wobei unterschiedliche Stufen der biologischen Organisation zu berücksichtigen sind – und im Labor getestet, so kann durch Extrapolation auf Effekte im Feld geschlossen werden.

ökologische Kriterien für Testbatterien

Als repräsentativ für ein Ökosystem werden Kombinationen von Arten bzw. Testbatterien erachtet, wenn sie folgende Kriterien erfüllen:

- Repräsentative Überlebensstrategien
 - Spezies sowohl mit hohen als auch mit geringen Reproduktionsraten
- Repräsentative funktionelle Gruppen
 - Primärproduzenten, Konsumenten, Destruenten
- Repräsentative taxonomische Gruppen
 - Bakterien, Pilze, Protozoen, Algen, vaskuläre Pflanzen, wirbellose Tiere, Wirbeltiere
- Repräsentative Expositionspfade
 - Luft, (in)direkter Kontakt, Nahrungsaufnahme, Porenwasser

Grundsätzlich sind Testbatterien so zusammenzustellen, dass sie repräsentative Aussagen für die relevanten ökologischen Funktionen einer Nutzungsklasse ermöglichen. Zum Beispiel könnte eine sehr einfache Testbatterie für die Beurteilung der Produktionsfunktion in der Nutzungsklasse „Landwirtschaft“ die folgenden drei Tests umfassen: Pflanzenwachstumshemmtest, Regenwurmtest und potenzielle Bodenatmung (siehe Tabelle 3).

Damit sind die drei trophischen Ebenen Primärproduzenten (Pflanzen), Konsumenten (Regenwürmer) und Destruenten (Bodenmikroorganismen) repräsentiert sowie Organismen aus den drei taxonomischen Gruppen Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen berücksichtigt. Wird der Regenwurmtest unter chronischer Exposition durchgeführt, so werden auch Langzeitauswirkungen zumindest für diese trophische Ebene berücksichtigt. Neben den zwei Tests auf Individuenebene ist mit der Bestimmung der Bodenatmung auch ein Test auf Populations- bzw. Gemeinschaftsebene enthalten. Des Weiteren werden z. B. allein mit dem Regenwurmtest bereits alle oben genannten Expositionspfade berücksichtigt. Direkter Kontakt mit dem Testmedium ist bei allen Tests der vorgeschlagenen Batterie gegeben.

3.2.6.1 Einsatzmöglichkeiten von Bioassays bzw. Testbatterien

Eine Batterie an Bioassays kann einerseits zur Bestimmung der Gefährdung eines Ökosystems oder einer Funktion herangezogen werden, andererseits können Bioassays bzw. Testbatterien aber auch ein Alarmsignal für eine angehen-

de oder bestehende Umweltkontamination dienen. Das heißt, Tests können z. B. auch zur Detektierung einer Schadstoffpräsenz bzw. zur Abgrenzung von kontaminierten Bereichen eingesetzt werden, ohne dass auf eine Gefährdung von ökologischen Funktionen geschlossen wird.

3.2.6.2 Implementierung der Ergebnisse von Bioassays bzw. Testbatterien

Um eine Auswahl an geeigneten Testmethoden treffen zu können ist es wichtig, bereits im Vorfeld die (geplante) Nutzung eines kontaminierten Standorts und somit auch die auf dem Standort erwarteten Boden- bzw. Ökosystemeigenschaften und damit verbundenen Bodenfunktionen zu definieren.

Beurteilungsansätze liefern beispielsweise das ERNTE-Vorhaben (RÖMBKE et al. 2006) oder die kürzlich erschienene ISO-Norm 17616 (2008):

Im ERNTE-Vorhaben zur „*Erprobung und Vorbereitung einer praktischen Nutzung ökologischer Testsysteme, Kapitel V – Handlungsempfehlung für die ökotoxikologische Beurteilung von Böden*“ – werden die Rückhalte- und die Lebensraumfunktion eines Bodens in Abhängigkeit von der Nutzung mit Hilfe von biologischen Testsystemen untersucht. Zur Beurteilung der jeweiligen Funktion sind Testbatterien zusammengestellt und eine anschließende Interpretation und Bewertung der Ergebnisse angeführt (RÖMBKE et al. 2006).

In der ISO-Norm 17616 (2008) werden Habitat- und Rückhaltefunktion eines Bodens beurteilt. Die Interpretation der Ergebnisse aus den jeweiligen Testbatterien erfolgt über ein Bewertungsschema, welches schlussendlich Information über die Nutzung des Bodens als Oberboden (Habitatfunktion) oder die Gefährdung der Ausbreitung einer Kontamination (Rückhaltefunktion) bieten soll.

Nachnutzung bestimmt die Testmethode

ERNTE 2006: Rückhalte- und Lebensraumfunktion

ISO-NORM 17616: Habitat- und Rückhaltefunktion

3.2.7 Untersuchung des genotoxischen (= mutagenen) Potenzials

Es wird generell zwischen mutagenen (erbgutverändernden, genotoxischen), kanzerogenen (krebserregenden) und teratogenen (reproduktionstoxischen) Wirkungen von Substanzen unterschieden. Die Bewertung von Substanzen bezüglich der oben genannten Wirkungen erfolgt aufgrund der unterschiedlichen Untersuchungsmethoden zumeist getrennt (siehe z. B. Richtlinie 67/548/EWG – Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe).

Mit den hier beschriebenen, standardmäßig zur Untersuchung von kontaminierten Böden verwendeten Testsystemen umu-Test (DIN 38415-3) und Ames-Test (DIN 38415-4) wird ausschließlich das genotoxische Potenzial von Schadstoffen ermittelt.

Anhand einer im Rahmen dieser Publikation durchgeführten vergleichenden Literaturstudie wurde ermittelt, in welchen Ländern die Feststellung des genotoxischen Potenzials im Zuge einer ökologischen Risikobeurteilung durchgeführt wird und welche Aussagen anhand der Testergebnisse getätigt werden können. Dargestellt sind Testsysteme zur Ermittlung der Genotoxizität einer kontaminierten Probe vor allem in den deutschen DECHEMA-Fachgesprächen zum Einsatz biologischer Testverfahren für Boden und Bodenmaterial (DECHEMA 2001) sowie im darauf aufbauenden ERNTE-Vorhaben zur Erprobung und Vorbereitung

einer praktischen Nutzung ökotoxikologischer Testsysteme (RÖMBKE et al. 2006). In der 2008 erschienenen Norm zur Bodenbeschaffenheit (ISO 17616/2008) sind ebenfalls Genotoxizitätstests beschrieben.

In den Niederlanden, Großbritannien, Kanada und den USA finden Genotoxizitätstests in der ökologischen Risikobeurteilung keinen Einsatz.

Die verwendeten Tests (Bioassays) zur Ermittlung des genotoxischen Potenzials einer kontaminierten Probe sind in Tabelle 3 dargestellt.

3.2.7.1 Anwendungs- und Durchführungsmöglichkeiten für Genotoxizitätstests anhand ausgewählter Konzepte

Beurteilung der Rückhaltefunktion des Bodens

Im deutschen DECHEMA-Arbeitskreis wird neben der Verwendung von Tests zur Ermittlung des ökotoxischen Potenzials auch der Einsatz von Tests zur Ermittlung des genotoxischen Potenzials bei der Beurteilung der Rückhaltefunktion eines Bodens empfohlen, wobei anfangs nur der umu-Test (DIN 38415-3) Verwendung findet. Um möglichst den realen Bedingungen zu entsprechen, wird zuerst eine Testung von wässrigen Bodeneluataten durchgeführt. Wenn das Testresultat negativ ist, wird zur Überprüfung des Resultats zusätzlich ein Test mit aufkonzentrierter wässriger Bodenlösung durchgeführt. Probleme können möglicherweise dadurch entstehen, dass viele genotoxische Substanzen nicht oder nur bedingt wasserlöslich sind und somit die Gefahr besteht, dass das genotoxische Potenzial eines Bodens unterschätzt wird. Somit kann nur eine Aussage getroffen werden, ob genotoxisches Sickerwasser zu erwarten ist.

Sollte ein spezifischer Verdacht über die Genotoxizität einer Probe vorhanden sein, kann zusätzlich der Ames-Test (DIN 38415-4) eingesetzt werden.

In den ERNTE-Handlungsempfehlungen (basierend auf den DECHEMA-Ergebnissen) kommen ebenfalls Tests sowohl zur Ermittlung des ökotoxischen Potenzials als auch Tests zur Ermittlung des genotoxischen Potenzials von Böden und Bodenmaterialien zur Anwendung. Beurteilt wird mit diesen Tests ebenfalls die Rückhaltefunktion eines Bodens. Als Vorteil der Erfassung des genotoxischen Potenzials der Böden wird in jedem Fall auch dessen humantoxikologische Relevanz genannt.

Anwendung findet ebenfalls der umu-Genotoxizitätstest (ISO 13829/2000) zur Bestimmung des wässrig extrahierbaren genotoxischen Potenzials, dessen Durchführung im Zuge des ERNTE-Vorhabens etwas vereinfacht wurde. Der umu-Test wird als Standard-Methode empfohlen.

Alternativ kann auch der NM 2009-Genotoxizitätstest (ODA et al. 1995) eingesetzt werden, welcher ähnlich dem umu-Test abläuft, aber mit einem anderen Bakterien-Stamm durchgeführt wird, der eine erhöhte Empfindlichkeit gegenüber einigen weit verbreiteten mutagenen Substanzen (vor allem aromatischen Aminen und Nitroaromaten) zeigt.

Wenn aufgrund der früheren Nutzung des Standorts oder aufgrund chemisch-analytischer Daten der begründete Verdacht besteht, dass wässrig extrahierbare mutagene Substanzen in der Bodenprobe vorhanden sind, sollen – wie schon im DECHEMA-Ansatz – die (negativen) Ergebnisse des umu-Tests mit Hilfe des Ames-Tests überprüft werden.

Es wird darauf hingewiesen, dass die Ergebnisse der Tests zur Ermittlung des genotoxischen Potenzials einer Testprobe auf Mikroorganismen nicht direkt auf Eukaryoten (u. a. Menschen und Tiere) übertragen werden können.

In den ERNTE-Handlungsempfehlungen wird zusätzlich ein Beurteilungsschema für Genotoxizitätstests vorgeschlagen: Von einer Gefährdung der Rückhaltefunktion eines Bodens bzw. der akuten Gefahr durch den Austrag von genotoxischen Schadstoffen über den Wasserpfad wird dann gesprochen, wenn in mindestens einem der Tests (umu-Test oder Ames-Test) ein genotoxisches Potenzial durch Überschreiten eines Schwellenwerts (LID – lowest ineffective dilution) festgestellt wurde. Ist in der kontaminierten Probe keine Genotoxizität feststellbar, wird das Risiko einer Gefährdung über den Wasserpfad als gering eingeschätzt.

Wie im DECHEMA-Ansatz und in den ERNTE-Handlungsempfehlungen wird auch in der Norm ISO 17616 (2008) der Einsatz des umu-Tests und eventuell des Ames-Tests empfohlen. Die Begründung für deren Einsatz liegt darin, dass genotoxische Effekte möglicherweise schon bei Schadstoffkonzentrationen, die kleiner als die vorgeschlagenen Grenz- oder Schwellenwerte, sind vorliegen können.

Beurteilung der Genotoxizitätstests

4 ÖKOLOGISCHE RISIKOBEURTEILUNGSKONZEPTE

4.1 Risikobeurteilung allgemein

Anwendungsfelder der Risikoanalyse

Im Rahmen der Risikoforschung existieren drei große Hauptanwendungsfelder einer Risikoanalyse. In der Ökonomie besteht diese in der Auseinandersetzung mit finanziellen Entscheidungen (z. B. Versicherungen), in den Ingenieurwissenschaften in der Auseinandersetzung mit komplexen technischen Systemen (z. B. Kernkraftwerke) und in den Sozialwissenschaften in der Auseinandersetzung mit Reaktionen auf persönliche und gesellschaftliche Gefahren. Da alle Anwendungsbereiche abweichende Definitionen des Risikobegriffs verwenden, ist ihnen nur gemein, dass es um die Möglichkeit von Verlusten finanzieller, gesundheitlicher oder psychologischer Art als Resultat individueller oder gesellschaftlicher Aktivitäten geht (ADAMS 1995).

Risikoquellen

Als Risikoquelle können Handlungen (individuelle oder kollektive), Ereignisse (natürliche oder soziale), technische Artefakte oder soziale Phänomene (beispielsweise Terrorismus) fungieren (PFISTER & BÖHM 2005). Der Vergleich dieser Hauptanwendungsfelder mit dem Thema ökologische Risikoanalyse führt zurück zum Begriff Risiko, der in einem größeren Zusammenhang verstanden werden muss.

Definition von Risiko

Bei dem Begriff „Risiko“ handelt es sich um ein gedankliches Konstrukt zu möglichen Entwicklungen in der Zukunft (IRGC 2005). Unter anderem ermöglicht ein derartiger Versuch, die Zukunft und mögliche (negative) Ereignisse zu antizipieren, dem Menschen auch Natur als Kulturlandschaft zu formen, seine Lebensbedingungen (Umwelt) zu gestalten und Lebensgrundlagen sowie Bedürfnisse und Wünsche abzudecken.

4.2 Ökologische Risikobeurteilung

Die ökologische Risikoanalyse folgt der allgemeinen naturwissenschaftlichen Definition, dass „*Risiko ein Produkt des Ausmaßes möglicher Schäden und der Eintrittswahrscheinlichkeit*“ ist. Für die Ökologie steht damit nicht die sozialwissenschaftliche Analyse der Risikowahrnehmung mit den daraus ableitbaren Konflikt- und Risikodiskursen im Vordergrund, sondern eine pragmatische Verbindung zwischen naturwissenschaftlich beschreibbaren ökologischen Charakteristika und anthropozentrisch formulierten Werten und Schäden.

Leitsätze der ökologischen Risikoanalyse

Gemäß SCHIRMER et al. (2004) lassen sich fünf Leitsätze einer ökologischen Risikoanalyse definieren:

- Ökologische Funktionen und Leistungen stellen für einen Nutzer/eine Nutzerin verwertbare Eigenschaften dar, die sich aus den ökologischen Strukturen und Prozessen ableiten lassen.
- Ökologische Werte resultieren aus der Inanspruchnahme der durch ökologische Strukturen bereitgestellten Funktionen.
- Ökologischer Schaden ist die Beeinträchtigung eines aus den ökologischen Funktionen ableitbaren Wertes.

- Die Nutzungsperspektiven können aus den Funktionstypen abgeleitet werden. Der Nutzen resultiert aus der Erfüllung von Ansprüchen an die Funktionen.
- Das ökologische Risiko ist das Produkt aus ökologischem Schaden und Eintrittswahrscheinlichkeit eines schadenauslösenden Ereignisses.

4.2.1 Beurteilung von ökologischen Werten und Funktionen

In der naturwissenschaftlichen Analyse der ökologischen Strukturen und der mit ihr assoziierten Prozesse wird der charakteristische Aufbau der Lebensräume (Biotope) und der dort vorkommenden Lebensgemeinschaften (Biozöosen, siehe Kapitel 2.2.1.3) erfasst. Diese Lebensräume mit ihren Lebensgemeinschaften können in Biotoptypen zusammengefasst werden, welche weiterhin zusätzliche Eigenschaften beschreiben, aus denen sich ökologische Funktionen ableiten lassen. Ökologische Funktionen stellen damit von der Natur beziehungsweise den ökologischen Systemen bereitgestellte Leistungen dar (siehe Kapitel 2.2.2).

Die Eigenschaften ökologischer Strukturen und Prozesse werden von unterschiedlichen Nutzerinnen und Nutzern durch geeignete Bewirtschaftung gefördert (z. B. Humuseintrag zur Förderung der Bodenfruchtbarkeit) oder durch reine Inanspruchnahme in Funktion genommen (z. B. Spazieren in der Natur). Die Ansprüche an Funktionen sind abhängig von der Sichtweise und der Wertschätzung des Nutzers/der Nutzerin. Ökologische Werte sind in diesem Sinne also nur aus verschiedenen Nutzungsperspektiven mit ihren Ansprüchen zu betrachten und damit anthropozentrisch definiert.

**ökologische Werte
sind nutzungs-
definiert**

In Abhängigkeit von den jeweiligen genutzten Eigenschaften können die nutzungsabhängigen Funktionen (**use values**) in Regulations-, Nutzungs-, Produktions- und Informationsfunktionen (s. Glossar) typisiert werden (IPCC 2001), welche des Weiteren die Basis einer etwaigen ökonomisch orientierten Bewertung bilden. Dabei handelt es sich aus ökonomischer Sicht bei den genannten Funktionen entweder um Konsumgüter oder um Inputfaktoren für Produktionsprozesse. Der direkte Nutzwert entsteht dabei durch die direkte Nutzung des Ökosystems, entweder durch Verbrauch ökologischer Güter, ihren Einsatz als Produktionsfaktor oder ihren Gebrauch zum Beispiel für wissenschaftliche Zwecke oder zur Erholung. Beim indirekten Nutzwert werden dagegen die Regulationsfunktionen der Ökosysteme bewertet. Hier wird den Leistungen für die Aufrechterhaltung von Naturhaushaltfunktionen ein Wert beigemessen

**Funktionen dienen
als Bewertungs-
grundlage**

Zusätzlich resultieren ökologische Werte auch aus nutzungsunabhängigen Funktionen (**non-use values**²), die ebenfalls anthropozentrisch hergeleitet werden und in der Bewertungstheorie der ökologischen Ökonomie zusammen mit den nutzungsabhängigen Werten zum **ökonomischen Gesamtwert** (total economic value) verrechnet werden können (MEYERHOFF 1997, UMWELTBUNDESAMT 2007).

² Hierbei wird dem Umweltgut ein Wert beigemessen, der unabhängig von einem gegenwärtig oder zukünftigen direkten Gebrauch existiert. Dieser Wert beruht dabei auf dem Wissen um die bloße Existenz des Umweltgutes (z. B. Biodiversität), das dem Individuum einen positiven Nutzenbeitrag liefert, auch ohne dass es ihn jemals sehen, erleben oder konsumieren wird.

**Beurteilung von
Schäden**

Schäden sind für einen Nutzer/eine Nutzerin unerwünschte Ereignisse. Sie besitzen deshalb ebenso eine anthropozentrische Dimension. Sie schränken den Nutzen einer Wert gebenden Funktion ein. Die Schadensdefinition hängt somit von den zugrunde liegenden ökologischen Werten ab, die aus den realisierbaren Funktionsansprüchen resultieren.

Die ökologischen Werte werden in gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen normativ festgelegt, da der Schaden, den ein zerstörendes Ereignis verursacht, nicht einfach die Summe der ökonomischen Werte ist. Ein ökologischer Schadensbegriff beinhaltet also zusätzlich immer menschliche beziehungsweise gesellschaftliche Normen und Werte. Die Beurteilung des Schadens ist im Sinne dieser Definition nutzungsabhängig und deshalb Bestandteil einer Konsensfindung zwischen den beteiligten Nutzungsperspektiven.

Die Definition und Abgrenzung der Nutzungsperspektiven leitet sich aus den identifizierten Funktionen und Funktionstypen (siehe oben) ab. Es lassen sich deshalb charakteristische Gruppen (z. B. Landwirte/Landwirtinnen, NaturschützerInnen) bilden, die sich dadurch auszeichnen, dass sie gemeinsame Ansprüche an einzelne oder mehrere Funktionen und Funktionstypen stellen. Zum Teil konkurrieren sie untereinander um Ressourcen.

**Risiko ist ein
anthropozentrischer
Begriff**

Ökologische Systeme per se kennen keine Risiken beziehungsweise haben keine längerfristige Antizipation möglicher zukünftiger Ereignisse. Dementsprechend muss eine Beschreibung von Risiken auf anthropozentrische Maßstäbe zurückgreifen. Ökologische Systeme stellen im Allgemeinen dynamische Systeme dar, die ständigen Veränderungen unterworfen sind. Zwischen den einzelnen Systemelementen bestehen kausale Wirkungsketten und das System wird durch Ereignisse, Reaktionen, Anpassung und Dynamik geprägt (siehe Kapitel 2.2.1.3).

ökologisches Risiko

Eine ökologische Risikoanalyse müsste die Strukturen und Funktionen der ökologischen Systeme angemessen abbilden und sensibel gegenüber Änderungen wie zum Beispiel der Nutzung oder der Funktion sein. Das ökologische Risiko kann also in diesem Sinne die Veränderung der bestehenden Biotoptypen sein, die beispielsweise zu einem Verlust einer Schutzfunktion, dem Verlust einer aus naturschutzfachlicher Sicht Wert gebenden Einheit oder dem Verlust einer Nutzungsmöglichkeit führt.

In Anlehnung an die klassische Risikodefinition setzt auch ein ökologisches Risiko einen möglichen Schaden und eine Wahrscheinlichkeit seines Eintretens voraus. Werden zum Beispiel Nutzungsansprüche an die Landschaft gerichtet, besteht ein spezifisches ökologisches Risiko dann, wenn diese Ansprüche negativ beeinflusst werden. Der Zusatz „ökologisch“ beschreibt dabei solche Veränderungen, die die Integrität von ökologischen Systemen betreffen. Innerhalb der Eigenschaften von Ökosystemen sind jedoch keine innewohnenden Werte und Schäden vorgegeben und es lassen sich deshalb nicht unmittelbare Risiken ableiten.

In Abhängigkeit von den Nutzungsansprüchen an die Landschaft bestehen jedoch sehr wohl spezifische Risiken, wenn diese Ansprüche negativ beeinflusst werden. Die Beurteilung eines Risikos als akzeptabel oder inakzeptabel erfolgt in einer Güterabwägung zwischen den Nutzungsinteressen (nutzungsorientierte Risikobeurteilung). Eine ökologische Risikodefinition muss also auf menschliche beziehungsweise gesellschaftliche Maßstäbe und Werte aus den verschiede-

**nutzungsorientierte
Risikobeurteilung**

nen Nutzungsperspektiven zurückgreifen, die die Strukturen und Funktionen der ökologischen Systeme und ihre Änderungen abbilden und somit einer Risikobeurteilung zugänglich machen.

Im Rahmen der ökologischen Risikobeurteilung existiert eine Vielzahl von Methoden zur Bewertung der Veränderung eines Ökosystems, wobei die meisten aus der raumbezogenen Umweltplanung stammen (BASTIAN & SCHREIBER 1999). In den meisten existierenden (primär landschaftsökologischen) Bewertungsverfahren werden jedoch nicht alle Merkmale abiotischer und biotischer Ressourcen sowie funktionelle Bezüge innerhalb und zwischen den Einheiten in den unterschiedlichen Kriterienansätzen berücksichtigt. Zusätzlich sind die Beziehungen zwischen den einzelnen Kriterien ungenügend bekannt. Darüber hinaus besteht in der Ökologie eine begriffliche und methodische Vielfalt, die eine Kommunikation erheblich erschwert und ebenso die Akzeptanz von Bewertungsmethoden stark beeinträchtigt.

ökologische Risikobeurteilung

4.2.2 Öko(toxiko)logische Risikobeurteilung

Einen ganzheitlichen Anspruch an die Ökotoxikologie formulierte bereits 1987 der deutsche Sachverständigenrat für Umweltfragen. Er definierte als Aufgabe der Ökotoxikologie die *„Wirkungen von chemischen Stoffen (Umweltchemikalien) auf einzelne Arten, Biozönosen und ganze Ökosysteme zu erfassen und zu beschreiben und gegebenenfalls Wirkungsschwellen zu ermitteln. Ökotoxikologie hat daher die Vielfalt der in der Natur vorkommenden Pflanzen-, Tier- und Mikroorganismenarten, ihre natürlichen Lebensbedingungen, das Zusammenwirken biotischer und abiotischer Faktoren, die netzartigen Beziehungen innerhalb von Lebensgemeinschaften und ganzer Ökosysteme und anderen Bedingungen wie Ökosystemgröße und -stabilität zu berücksichtigen“* (SRU 1987).

Aufgaben der Ökotoxikologie

Der Unterschied der ökotoxikologischen zur ökologischen Risikobeurteilung liegt damit in der Einschränkung, dass der mögliche Schaden, als erstes Hauptelement der Risikobeurteilung, allein auf die Schadwirkung von chemischen Substanzen (z. B. Umweltchemikalien) begrenzt wird. Gemein ist beiden Risikobeurteilungen, die mögliche Schadwirkung auf biologische Systeme zu ermitteln, wobei vom wissenschaftlichen Anspruch gesehen das Ökosystem die zentrale Einheit zur Operationalisierung in Bezug auf den Naturhaushalt beziehungsweise die Umwelt darstellen sollte.

ökologische vs. ökotoxikologische Risikobeurteilung

Ungeachtet dieser hohen wissenschaftlichen Ansprüche stellen heute in der Ökotoxikologie biologische Testverfahren die wesentliche Methodik dar, mit deren Hilfe schädliche Auswirkungen von Umweltchemikalien experimentell unter definierten Rahmenbedingungen erfasst werden (siehe Kapitel 3). Hierfür existiert eine Vielzahl an Verfahren unterschiedlichster Komplexität (suborganismische Enzymtests bis Mesokosmen – siehe Kapitel 3.1.1). Untersuchungen auf der Komplexitätsebene von Ökosystemen und Monitoring-Verfahren im Freiland werden demgegenüber aus methodischen sowie ökonomischen Gründen ausgesprochen selten durchgeführt.

biologische Testverfahren

Die größte Relevanz in der Praxis kommt einer sehr eingeschränkten Auswahl von Monospezies tests zu, welche die biologische Effektebene der Individuen beziehungsweise Testpopulationen einzelner Arten als Endpunkt analysiert.

praxisrelevante Monospezies tests

Hierbei werden in der Regel verschiedene trophische Ebenen des betroffenen Ökosystems beziehungsweise Umweltmediums (primär Wasser, aber auch Boden) durch jeweils einen oder mehrere Monospezies-tests abgebildet.

**kombinierte
Testbatterien**

Als weitestreichende Ansätze für die Beurteilung von Bodenkontaminationen werden derzeit ausgewählte Tests in Kombination als Testbatterie (siehe Kapitel 3.2.6) zusammengestellt und eingesetzt. Erklärtes Ziel dieser Testkombinationen ist es, neben der Ergänzung der Schadstoffanalytik vor allem die Auswirkungen von Schadstoffen und Schadstoffgemischen auf zu schützende ökologische Werte zu untersuchen.

**Problem der
Extrapolation**

Problematisch bei der ökologischen Risikobeurteilung anhand von Tests ist, dass die pragmatische Vorgehensweise der Testbatterien dem tatsächlichen Erkenntnisstand der Bodenökotoxikologie vorgreift. Das Hauptdilemma der Beurteilung ist, dass in der Regel eine wissenschaftlich nicht validierte Extrapolation von kontrollierten experimentellen Versuchsanordnungen zur ökologischen Wirkungsabschätzung auf die Verhältnisse in realen Ökosystemen vorgenommen werden muss. Diese Extrapolation über Systemgrenzen hinweg erfolgt auf Basis ökologisch nicht validierter Annahmen beziehungsweise Ausblendungen wichtiger Ökosystemcharakteristika. Unsicherheiten bei der ökologischen Bodenbeurteilung anhand biologischer Testverfahren können beispielsweise bei folgenden Übertragungen entstehen (FRISCHE & MATHES 1999):

- Extrapolation von Testbedingungen im Labor auf die komplexere Freilandsituation,
- Extrapolation von Ergebnissen aus eher kurzen Laborverfahren auf langfristige Expositionsbedingungen,
- Extrapolation von in Labortests eingesetzten Testorganismen auf andere Bodenorganismen bzw. Biozönosen und ökosystemare Prozesse und Funktionen.

**indirekte Effekte
werden nicht
berücksichtigt**

Darüber hinaus blenden Tests die Interaktion innerhalb des Ökosystems aus, wodurch sich indirekte Effekte einer Beurteilung entziehen. Diese Auswirkungen können sich aber ebenso wie die direkten Effekte auf allen hierarchischen Ebenen eines Ökosystems äußern. Schlussendlich besteht neben der beschriebenen vertikalen Extrapolationsproblematik auch eine horizontale Problematik. In der Praxis existiert in der Regel aufgrund der Einzigartigkeit der unterschiedlichen natürlichen Böden sowie aufgrund der kleinräumigen Heterogenität oftmals kein in allen expositionsbedingten Eigenschaften geeigneter Referenzboden, mit dem der im Labor ökotoxikologisch zu beurteilende Boden verglichen werden könnte (siehe Kapitel 3.2.4.2). Insbesondere in Zusammenhang mit dem Ansatz oder der Forderung nach Ableitung allgemein gültiger ökologischer Vorsorgewerte gewinnen die beschriebenen Probleme weitreichende Bedeutung.

**weiterer
Forschungsbedarf
vorhanden**

Für die praktische Umsetzung einer ökologischen Risikobeurteilung steht aber weiterhin die Frage der vertikalen Extrapolation von Ergebnissen aus biologischen Testverfahren im Rahmen der Wirkungsanalyse im Vordergrund. Hier liegt in der Forschung derzeit der Fokus beim Anstreben einer ausgewogenen Balance zwischen Aussageschärfe (Reproduzierbarkeit) und Aussagebedeutung (Realitätsnähe). Aus ökologischer Sicht besteht insbesondere hinsichtlich Interpretation und Validierung abgesicherter ökologischer Testergebnisse noch erheblicher Forschungsbedarf.

4.3 Elemente des Beurteilungsprozesses

Bevor noch mit den eigentlichen Schritten einer Risikobeurteilung begonnen wird, sind zuerst Kriterien festzulegen, wann eine ökologische Risiko- und/oder Schadensbeurteilung überhaupt durchgeführt werden soll. Dies könnte beispielsweise über das Ausmaß einer Kontamination beziehungsweise deren Auswirkungen, die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Schadens oder die Größe eines Standortes erfolgen (siehe Kapitel 4.4.1).

Der eigentliche Prozess der ökologischen Risikobeurteilung ist grundsätzlich aus vier miteinander verbundenen Elementen aufgebaut (siehe Abbildung 6).

- Gefahr- und Rezeptoridentifikation (Problemformulierung),
- Expositionsabschätzung,
- Abschätzung ökologischer Effekte,
- Risikoanalyse.

**Prozess der
ökologischen
Risikobeurteilung**

Risikomanagement und Kommunikation schließen sich, falls erforderlich, an.

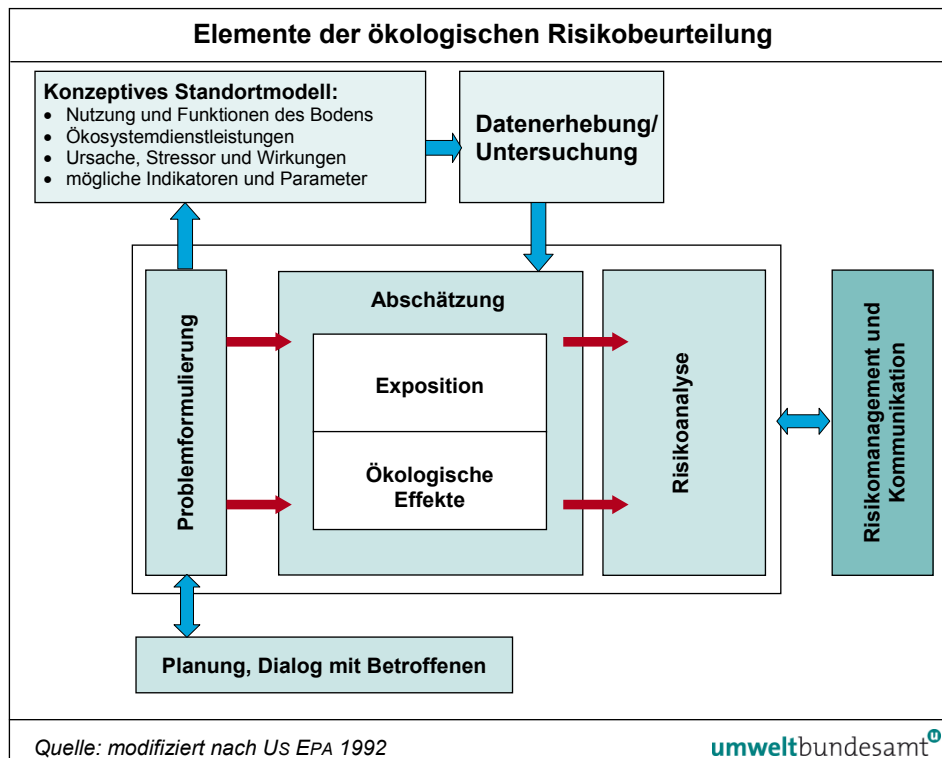


Abbildung 6: Elemente der ökologischen Risikobeurteilung.

4.3.1 Gefahr- und Rezeptoridentifikation

Im Zuge der Gefahr- und Rezeptoridentifikation ist es hilfreich, zuerst eine unbelastete Ausgangsbasis des betrachteten Ökosystems zu ermitteln. Dies kann (i) im Fall des Vorhandenseins historischer Daten über einen Vergleich der damaligen Situation (vor der Verunreinigung) mit der jetzt vorherrschenden Ist-Situation oder (ii) über die Betrachtung vergleichbarer unkontaminierter Standorte erfolgen.

**unbelastete Ausgangssituation
ermitteln**

Des Weiteren werden auch gesellschaftliche Werte (Ökosystem-Funktionen oder -Services, siehe Kapitel 2.2.2), vor allem in Hinsicht auf eine zukünftige Nutzung eines bestimmten kontaminierten Standorts, eine Rolle spielen wie beispielsweise die Beibehaltung der Produktivität einer landwirtschaftlichen Fläche oder auch die Erhaltung der Biodiversität auf einer für Erholungszwecke genutzten Fläche.

Ist-Zustand erheben

Im Anschluss erfolgt eine Untersuchung des ökologischen Ist-Zustands am kontaminierten Standort; beispielsweise die Erfassung der physiologischen, individuellen und dynamischen Parameter (siehe Kapitel 2.2.1) und die Ermittlung wichtiger Ökosystem-Prozesse oder -Funktionen (siehe Kapitel 2.2.2) sowie eine Feststellung des eingetretenen ökologischen Schadens. Hierbei sei angemerkt, dass im Gegensatz zu anderen Betrachtungen (z. B. bei der Landschaftsanalyse) bei der Begutachtung des ökologischen Ist-Zustands im Zuge der Beurteilung von Altlasten bereits eine Veränderung der standortspezifischen Ökosystem-Parameter durch den Eintrag von Schadstoffen stattgefunden hat; das heißt, es wird immer ein bereits eingetretener Schaden beurteilt.

Kriterien der Gefahr-/Rezeptor-Identifikation

Die Stufe der Gefahr- und Rezeptoridentifikation umfasst somit folgende wichtige Kriterien (BYRNS & CRANE 2002):

- Identifikation der am Standort vorhandenen Schadstoffe, Rezeptoren, Expositionspfade und der bereits bekannten ökologischen Auswirkungen der Schadstoffe,
- qualitative Evaluierung der Freisetzung, des Transports und des Verhaltens von Schadstoffen,
- Auswahl möglicher Endpunkte bzw. Ziele der ökologischen Risikobeurteilung,
- Entwicklung eines Konzeptes und Auswahl von Assessment- sowie Measurement Endpoint (siehe Kapitel 3.1.1).

4.3.2 Abschätzung der Exposition und ökologischer Effekte

Expositionsabschätzung

Im Zuge der Ermittlung von Expositionsparametern werden vor allem chemische Analysen und Modelle zur Ausbreitung und zum Verhalten von Schadstoffen verwendet, um das Ausmaß, die Dauer und die Häufigkeit der Exposition abzuschätzen. Folgende Kriterien werden bei der Expositionsabschätzung bewertet (BYRNS & CRANE 2002):

- Quantitative Evaluierung der Freisetzung, des Transports und des Verhaltens von Schadstoffen unter Berücksichtigung von zeitlichen und örtlichen Veränderungen,
- Charakterisierung der Rezeptoren und Expositionspfade,
- Abschätzung oder Messung der expositionsabhängigen Schadstoffkonzentrationen (z. B. chemical intake rates),
- Evaluierung der Qualität der vorhandenen Daten.

Ermittlung ökologischer Effekte

Zur Abschätzung von (nachteiligen) ökologischen Effekten wird vor allem der Zusammenhang zwischen Schadstoffexposition und den resultierenden Auswirkungen ermittelt. Die nachteilige Beeinflussung von Rezeptoren bei gegebener Schadstoffkonzentration kann z. B. über Bioassays (siehe Kapitel 3.2) oder Feldstudien beziehungsweise mit Hilfe von Daten aus der Literatur bestimmt wer-

den. Aufgrund mangelnder Datendichte kommen häufig Modelle zur Extrapolation der Ergebnisse von Bioassays auf andere Spezies, verschiedene Ebenen der Organisation oder abweichende Expositionsbedingungen zum Einsatz.

Der bei der Betrachtung von Altlasten bereits erfolgte Schadstoffeintrag in ein Ökosystem bringt dabei den Vorteil mit sich, dass anhand von Messungen (z. B. Bioassays) die Auswirkung einer Kontamination direkt überprüft werden kann und somit in weiterer Folge das theoretisch abgeschätzte Risiko validiert werden kann. Dem Vorteil der besseren Überprüfung des erwarteten Risikos steht allerdings der Nachteil der unzulänglichen Ermittlung des objektiven Schadensausmaßes gegenüber, da eine unbelastete Ausgangslage nicht mehr verfügbar ist.

4.3.3 Ermittlung des ökologischen Risikos

In dieser Stufe des Beurteilungsprozesses erfolgt eine Beurteilung und Analyse des ökologischen Risikos (Risikoanalyse). Hierbei werden neben der Integration von Exposition und Effekt auch Hintergrundinformationen in Betracht gezogen sowie die Qualität der Daten und das Ausmaß möglicher Unsicherheitsfaktoren ermittelt und analysiert.

Im einfachsten Fall erfolgt die Ermittlung des Risikos durch Bildung eines Quotienten aus einer vorhergesagten „Umwelt-Konzentration“ (PEC: predicted environmental concentration; wird in der Expositionsabschätzung ermittelt) und einer vorgeschlagenen Konzentration, die keine Gefährdung für den Assessment Endpoint darstellt (PNEC: predicted no effect concentration; z. B. NOEC korrigiert mit Sicherheitsfaktoren). Ist der Quotient $PEC/PNEC > 1$, so ist ein Risiko einer nachteiligen Beeinflussung des zu beurteilenden Ökosystems mit den zu schützenden ökologischen Eigenschaften vorhanden.

**Risiko-
Berechnungs-
methode**

4.4 Umsetzungsmöglichkeiten der ökologischen Risikobeurteilung

4.4.1 Auslösekriterien zur Durchführung einer ökologischen Risikobeurteilung

Grundsätzlich stellt sich die Frage, ob eine ökologische Risikobeurteilung an jedem kontaminierten Standort durchgeführt werden soll oder nur bei Vorliegen bestimmter Voraussetzungen. Sollte sie nicht generell erforderlich sein, so sind Bedingungen zu definieren, die eine klare Entscheidung über die Notwendigkeit einer ökologischen Risikobeurteilung für den jeweiligen Standort ermöglichen. Zu berücksichtigen ist, dass die Art der Nutzungsklasse eine unterschiedliche Definition von Auslösekriterien erfordern kann.

4.4.1.1 Auslösekriterien am Beispiel ausgewählter Länder

Kanada

Überschreitung der Assessment- Kriterien

Nach einer Erstuntersuchung eines kontaminierten Standorts wird aufgrund mehrerer Faktoren entschieden, ob zusätzlich zur Ermittlung des humantoxikologischen Risikos auch eine ökologische Risikobeurteilung durchgeführt werden soll. Für eine ökologische Risikobeurteilung kommen zumeist Standorte in Frage, wo Sanierungsmaßnahmen zumindest angedacht oder sogar durchgeführt werden sollen; d. h. alle Standorte, an denen die sogenannten Assessment-Kriterien überschritten wurden (diese sind in Kanada zumeist approximierte Hintergrundkonzentrationen oder analytische Limits). Die endgültige Entscheidung, ob eine ökologische Risikobeurteilung durchgeführt werden soll oder nicht, hängt schlussendlich von der zuständigen Gerichtsbarkeit sowie von lokalpolitischen Ansichten ab.

Gründe für eine ökologische Risikobeurteilung

Folgende Gegebenheiten können zusätzliche Auslösekriterien für eine ökologische Risikobeurteilung sein (GAUDET 1994):

- Signifikante ökologische Belange,
- unakzeptable Datenlücken in der Beurteilung,
- spezielle Standortgegebenheiten.

Wenn an einem kontaminierten Standort **signifikante ökologische Belange** ersichtlich sind, sollte eine ökologische Risikobeurteilung ernsthaft angedacht werden. Zu diesen Belangen zählen beispielsweise sensitive Habitate (für Wildtiere, Fische etc.), das Vorhandensein seltener, bedrohter oder geschützter Arten, Populationen oder Ökosysteme, die Widmung eines Standorts als Naturschutzgebiet, Reservat etc.) sowie das Vorhandensein eines lokal oder regional bedeutsamen Jagd- oder Fischereireviers.

Das Vorhandensein **unakzeptabler Datenlücken** kann ebenfalls die Durchführung einer ökologischen Risikobeurteilung auslösen. Dazu zählen beispielsweise das Auftreten von unbekannten Schadstoffen und Schadstoffgemischen, Unsicherheiten in der Expositionsabschätzung sowie in der Abschätzung des Risikos und Lücken in der Darstellung der vorhandenen Informationen über ökologische Rezeptoren.

Zu den **speziellen Standortgegebenheiten**, welche auslösend für eine ökologische Risikobeurteilung sein können, zählt z. B. das Anfallen hoher Kosten für eine aufwändige Sanierung aufgrund der Größe oder Komplexität eines kontaminierten Standorts – hier soll eine ökologische Risikobeurteilung helfen, Prioritäten zu setzen.

Niederlande

In den Niederlanden wird nach einer Erstabschätzung des Zustands eines kontaminierten Standorts anhand von definierten Kriterien entschieden, ob eine ökologische Risikobeurteilung durchgeführt werden soll. Als „generelle“ Auslösekriterien für die Durchführung einer ökologischen Risikobeurteilung gelten folgende Situationen an einem kontaminierten Standort:

- Hinweise auf eine negative Beeinträchtigungen der Biodiversität (Artenschutz),
- Störungen des ökologischen Kreislaufs (Schutz ökologischer Prozesse),
- Bioakkumulation von Schadstoffen oder secondary poisoning³.

Für die abschließende Entscheidung, ob eine ökologische Risikobeurteilung tatsächlich durchgeführt wird oder nicht, müssen folgende Kriterien beachtet werden:

- Ermittlung des Toxic Pressure,
- Bestimmung und Anwendung von Intervention Values,
- Berücksichtigung der Größe des kontaminierten Standortes,
- Berücksichtigung der Artenanzahl am Standort.

Gründe für eine ökologische Risikobeurteilung

weitere Beurteilungskriterien

Ermittlung des Toxic Pressure

Im Zuge aller dieser Betrachtungen wird zuerst der sogenannte Toxic Pressure an einem kontaminierten Standort ermittelt. Dieser bedeutet eine Abschätzung des ökologischen Effekts aller Schadstoffe in einer kontaminierten Probe und dient zur Ermittlung der Dringlichkeit der Durchführung einer ökologischen Risikobeurteilung (RUTGERS et al. 2008).

Bestimmung und Anwendung von Intervention Values

Die in den Niederlanden verwendeten Intervention Values werden direkt aus ökotoxikologischen Experimenten ermittelt und beziehen sich auf verschiedene messbare Testergebnisse (Wachstum, Reproduktion und Überleben der Arten). Aus den mittels Toxizitätstests erhobenen logarithmierten NOECs (siehe Kapitel 3.1.4) mehrerer Arten wird ein Mittelwert gebildet und mit chemischen Schadstoffkonzentrationen verglichen. Bei Überschreitung dieses Mittelwerts (d. h. 50 % der getesteten Arten zeigen einen Effekt) müssen weitere Maßnahmen gesetzt werden.

Intervention Values beziehen sich immer auf die mittleren Schadstoffkonzentrationen über eine bestimmte Flächengröße eines kontaminierten Standorts. Die Definition der Größe der zu untersuchenden Fläche basiert immer auf der Nutzung des Standorts und dem ermittelten Toxic Pressure (siehe Tabelle 4). Die untersuchte Bodentiefe beträgt in den Niederlanden 0,5 m.

Berücksichtigung der Größe des kontaminierten Standortes

In Abhängigkeit vom Wert für den Toxic Pressure und von der Nutzung eines kontaminierten Standorts werden Flächenkriterien als Entscheidungsgrundlage, ob eine ökologische Risikobeurteilung durchgeführt werden soll, herangezogen

³ Kontakt mit einem oder Ingestion eines mit Schadstoffen belasteten Organismus (z. B. ein Greif frisst einen mit Pestiziden (DDT) belasteten Fisch).

(siehe Tabelle 4). Die Minimalgröße eines Standortes, ab der eine ökologische Risikobeurteilung durchgeführt werden soll, nimmt dabei bei ökologisch weniger sensiblen Nutzungen zu.

Tabelle 4: Toxic Pressure (TP) und Größe des kontaminierten Standorts in Abhängigkeit von der Nutzung (modifiziert nach RUTGERS et al. 2008).

Art der Fläche	unversiegelte kontaminierte Fläche (0,2 < TP < 0,5)	unversiegelte kontaminierte Fläche (TP > 0,5)
• Naturschutzgebiet	50 m ²	50 m ²
• Landwirtschaft	5.000 m ²	50 m ²
• Wohngebiet mit Garten		
• Kleingarten		
• Grünland mit besonderen ökologischen Werten		
• Grünland (allg.)	0,5 km ²	5.000 m ²
• bebautes Gebiet		
• Industrie		
• Infrastruktur		

Die Entscheidung für 50 m² als kleinste Beurteilungseinheit basiert einerseits darauf, dass Hausgärten in den Niederlanden durchschnittlich eine Fläche von etwa 70 m² haben und andererseits auf ökologischen Kriterien (z. B. der guten Möglichkeit einer Expositionsabschätzung auf einer verhältnismäßig kleinen Fläche, was etwa für die Betrachtung von Naturschutzgebieten relevant ist).

Die Zunahme des Flächengrößenkriteriums um jeweils den Faktor Hundert zwischen den unterschiedlichen Nutzungen wird wie folgt begründet:

Auf Basis einer ExpertInnendiskussion wird eine Verdoppelung (bzw. Halbierung) der Artenzahl als signifikantes Kriterium festgelegt. Des Weiteren wird mit zunehmender Nutzungsintensität eine Verringerung der Artenanzahl um den Faktor 2 postuliert bzw. akzeptiert. Dies bedeutet, dass auf einer landwirtschaftlich genutzten Fläche etwa halb so viele Arten wie in einem Naturschutzgebiet erwartet werden dürfen.

Zusammenhang von Artenzahl und Flächengröße

Bei Betrachtung des Zusammenhangs zwischen Artenzahl und Flächengröße, kann davon ausgegangen werden, dass die Artenzahl mit steigender Flächengröße ebenfalls steigt. Allerdings ist gemäß Abbildung 7 dieser Zusammenhang nicht linear. Diese Beziehung kann mittels folgender Formel dargestellt werden:

$$S = c \times A^z$$

S = Artenanzahl

c = Konstante

A = Größe der Fläche (km²)

z = Exponent (ca. 0,15; Fläche x 100 = Arten x 2;
gültig über einen weiten Bereich der Kurve)

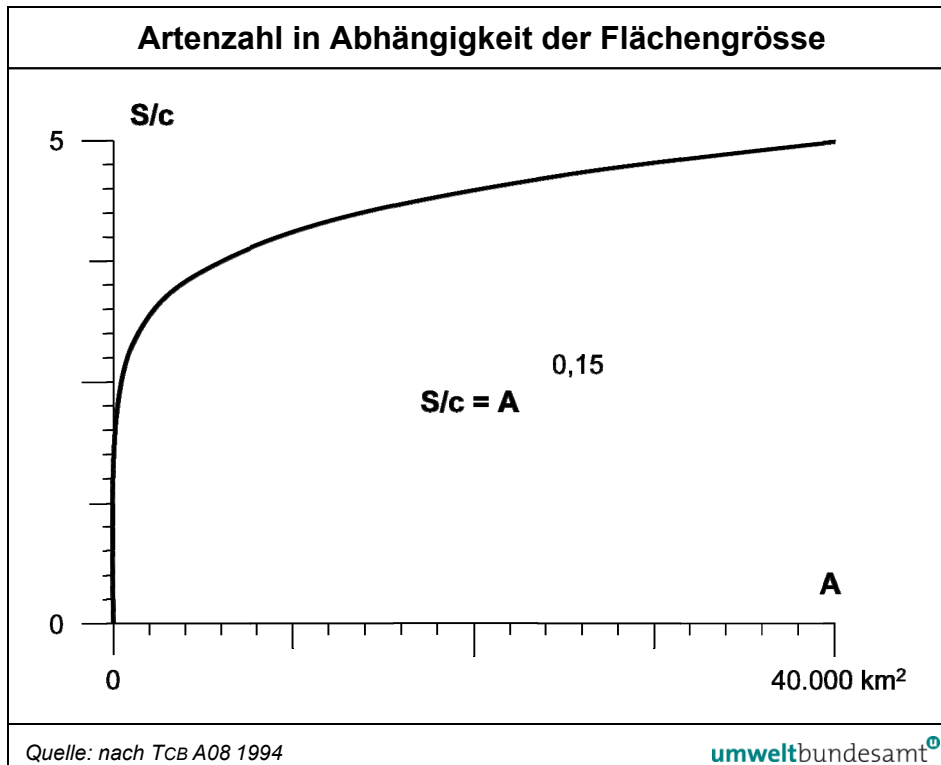


Abbildung 7: Artenzahl in Abhängigkeit von der Flächengröße eines Standorts bei einem Exponent von $z = 0,15$.

Daraus folgt, dass bei einer Vergrößerung der Fläche um den Faktor Hundert – bei gleicher Nutzung – eine Verdoppelung der Artenzahl resultiert.

Bezüglich der Festlegung des Flächenkriteriums wurde die Artenzahl auf einer 50 m² großen Naturschutzfläche als beurteilungsrelevant angesetzt. Unter Gleichhaltung der Artenzahl bedeutet dies, dass auf einer Fläche in einem Naturschutzgebiet mit 50 m² somit gleich viele Arten leben wie auf einer landwirtschaftlichen Fläche mit 5.000 m² bzw. auf einer Industriefläche mit 500.000 m² und diese dementsprechend beurteilungsrelevant sind.

4.4.2 Einsatz der Triade bei der ökologischen Risikobeurteilung

Mehrere Länder (z. B. Niederlande, Großbritannien, Kanada) führen eine ökologische Risikobeurteilung in Form einer Triade durch. Triade bedeutet in diesem Zusammenhang die Kombination dreier Beweislinien (siehe Abbildung 8). Diese sind:

- Chemische Analysen,
- Toxizitätstests mit kontaminierten Medien,
- ökologische Untersuchungen.

Die Kombination dieser drei Beweislinien erhöht die Sicherheit der Aussage und ermöglicht damit eine bessere Erfassung des an einem Standort vorliegenden ökologischen Risikos.

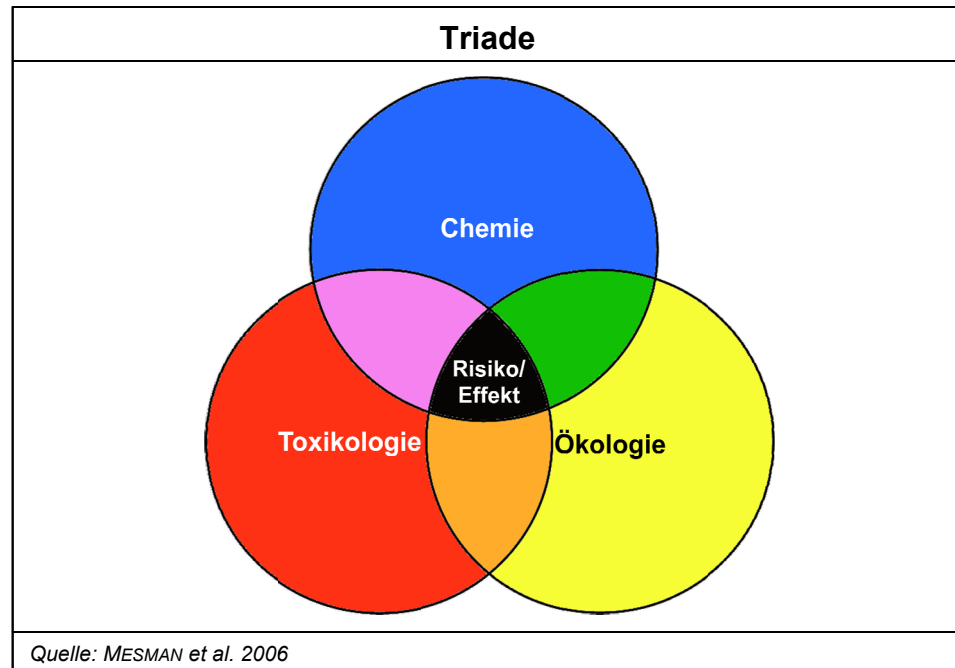


Abbildung 8: Triade – Kombination dreier Beweislinien.

4.4.2.1 Die Beweislinien

Chemische Analyse

Schadstoffmessung vs. Grenzwert

Es werden die Schadstoffgehalte von Proben des kontaminierten Standorts bestimmt und mit Qualitätskriterien (Schwellen- oder Grenzwerten) verglichen. Der Vorteil der Durchführung von chemischen Analysen liegt in der Identifikation und Quantifizierung von Schadstoffen sowie in der Lieferung von scheinbar exakten Zahlenwerten, die durch einen einfachen Vergleich mit Qualitätskriterien definierte Ergebnisse liefern (z. B. Vorliegen einer Gefährdung bei Überschreitung des Grenzwertes).

Diese Analysen werden jedenfalls standardmäßig zur Risikobeurteilung eingesetzt und haben somit eine große Akzeptanz bei allen durchführenden Einrichtungen und Personen. Die Abschätzung von ökologischen Effekten ist allerdings durch die Messung von chemischen Schadstoffkonzentrationen alleine nicht möglich, sondern nur in Zusammenschau mit Schwellen- oder Grenzwerten, die ihrerseits wiederum aus biologischen oder ökologischen Experimenten abgeleitet wurden (z. B. Ökotoxizitätstests).

Nachteile der chemischen Analyse

Des Weiteren ist festzuhalten, dass mit Hilfe der chemischen Analyse nur diejenigen Schadstoffe erfasst werden, die bekannt sind und nach denen gesucht wurde. Werden z. B. für eine Bodenprobe nur PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe) in geringer Konzentration bestimmt, kann nicht ausgeschlossen werden, dass auch weitere Schadstoffe wie z. B. BTX (Benzol, Xylol, Toluol) oder Schwermetalle vorhanden sind und somit ein Risiko von besagter Probe ausgeht. Darüber hinaus werden in einer PAK-kontaminierten Bodenprobe nur sechzehn Leitschadstoffe (16 US EPA PAH) bestimmt, obwohl in der Regel mehrere hundert Schadstoffe vorhanden sind, die ein beträchtlich größeres Umweltisiko darstellen können als die gemessenen sechzehn Leitsubstanzen.

Toxizitätstests mit kontaminierten Medien – Bioassays

Bioassays (siehe Kapitel 3.2) kommen in vielen Ländern (Deutschland, Großbritannien, Kanada etc.) bereits bei der Durchführung einer ökologischen Risikobeurteilung zur Anwendung. Mittlerweile stehen einige standardisierte Normen zur Durchführung von Bioassays für die Beurteilung kontaminierter Böden zur Verfügung; im Jahr 2008 ist ebenfalls eine ISO-Norm zur Untersuchung der Bodenbeschaffenheit (ISO 17616/2008) erschienen.

Die Anwendung von Bioassays bringt den Vorteil, dass anhand einfacher Tests mit ausgewählten Organismen das Auftreten von negativen Effekten direkt erkannt werden kann und alle standortspezifischen Variationen wie beispielsweise die Schadstoffzusammensetzung, die Wechselwirkungen von Schadstoffgemischen, die (Bio)verfügbarkeit und ähnliche Parameter im Ergebnis impliziert sind (siehe Kapitel 3.2.4.1). Des Weiteren kann mit Hilfe der Ergebnisse von Bioassays bereits auf die Gesamt-Ökosystem-Ebene bzw. auf den zu schützenden ökologischen Wert (Assessment Endpoint) extrapoliert werden. Trotz alledem können komplexe Situationen den Einsatz weiterer Untersuchungen (vor allem die Überprüfung der Ergebnisse vor Ort) erforderlich machen.

direkte ökotoxikologische Messung

Ökologische (Feld-)Untersuchungen

Diese erfolgen zumeist am kontaminierten Standort und umfassen einerseits ökologische Parameter wie z. B. Abundanz- und Strukturveränderungen der am Standort anzutreffenden Arten. Andererseits können auch Feldtests mit z. B. Indikatorarten sowie ein Biomonitoring durchgeführt werden oder Gewebeproben von Organismen genommen werden. Der Vorteil von ökologischen Beobachtungen am kontaminierten Standort liegt in der direkten Erkennung (ohne Extrapolation) einer negativen Beeinträchtigung von ökologischen Werten.

Beeinträchtigungen werden direkt erkannt

Der Nachteil aller ökologischen Felduntersuchungen besteht jedenfalls darin, dass aufgrund von Resilienz (Anpassung an Störeinflüsse) und Redundanz bereits entstandene Schädigungen unter Umständen nicht erkannt werden und dass hohe Variabilitäten (Temperatur, Niederschlag etc.) eindeutige Aussagen schwierig machen. Um ein besseres Bild der Gesamtsituation zu erhalten, sollten solche Studien über einen längeren Zeitraum durchgeführt werden und idealerweise alle Jahreszeiten abdecken (GAUDET 1994).

Nachteile der Felduntersuchungen

4.4.2.2 Beweisgewichtung – Weight of Evidence Approach

Die Kombination aller drei Beweislinien (chemische Konzentrationen, Ergebnisse von Bioassays und ökologischen Untersuchungen) hat den großen Vorteil, auf verschiedenen Wegen zu einer schlüssigen Gesamtaussage zu gelangen und so eine fundierte Beweislage zu bestimmten ökologischen Aussagen zu erhalten. In Zuge der Beweisgewichtung sollen die Ergebnisse aller Untersuchungen in ein nachvollziehbares Gesamtschema integriert werden. Dazu ist es notwendig, vorab allen Testergebnissen die gleiche Einheit zuzuordnen (z. B. %-Response) um sie in weiterer Folge vergleichbar zu machen (MESMAN et al. 2006).

kombinierte Messungen

In einem weiteren Schritt erfolgt die Gewichtung der einzelnen Ergebnisse, dazu bieten sich folgende Vorgangsweisen an:

Gewichtung der Ergebnisse

Laut dem Ansatz von SUTER et al. (2000) wird nach der Bearbeitung der Ergebnisse innerhalb der jeweiligen Beweislinie (Vereinheitlichung der Effekt-Größen) überprüft, ob eine Integration aller drei Beweislinien möglich ist und ob daraus eine signifikante nachteilige ökologische Beeinträchtigung abgeleitet werden kann. Sollten Ungereimtheiten zwischen den Beweislinien vorhanden sein, wird eine Gewichtung vorgenommen, wobei Tests und Untersuchungen, die folgenden Bedingungen erfüllen, größere Bedeutung zugemessen wird:

- Der verwendete Test steht in direkter Verbindung zum Assessment Endpoint,
- eine klare Dosis-Wirkungs-Beziehung konnte ermittelt werden,
- der Test berücksichtigt möglichst gut die zeitabhängige Variabilitäten am Standort,
- die verwendeten Proben entsprechen den Standortbedingungen,
- ein standardisiertes Testprotokoll (z. B. ISO) ist vorhanden,
- bei Vorhandensein größeren Datenmengen, die z. B. eine bestimmte Aussage verifizieren, werden diese bevorzugt,
- es sind geringe Unsicherheiten bei der Extrapolation vorhanden.

SUTER et al. (2000) schlagen ein einfaches Schema für die Beurteilung der Ergebnisse vor: Ein (+) bedeutet, dass ein signifikanter nachteiliger Effekt erkannt wurde, (–) bedeutet, dass kein nachteiliger Effekt beobachtet werden konnte und (+/–) wird bei Unklarheiten über die mögliche Testaussage vergeben. Aus diesen Einzelbeurteilungen wird dann ein Gesamt-Schluss gezogen.

Nach dem Ansatz von MESMAN et al. (2006) sollten alle Beweislinien dieselbe Bedeutung bzw. dasselbe Gewicht erfahren, da alle verwendeten Ansätze und Testsysteme ihre Vor- und Nachteile haben. Ebenfalls gilt das Statement: *“All organisms are unequal, but equally important”* (MESMAN et al. 2006). Ausnahmen von diesem generellen Ansatz werden nur dann gemacht, wenn beispielsweise spezifische funktionelle Organismengruppen, bestimmte Schlüsselarten oder auch geschützte oder bedrohte Arten besondere Berücksichtigung erfahren sollen. Des Weiteren kann in Ausnahmefällen eine Abweichung der Gleichgewichtung auch dadurch entstehen, dass z. B. bei den Ergebnissen bestimmter Tests hohe Variabilitäten zu beobachten waren. In diesem Fall wird diesen Ergebnissen geringere Bedeutung zugemessen, das heißt auch ein geringeres „Gewicht“.

MESMAN et al. (2006) schlagen zur Gewichtung einzelner Testsysteme vor, anstatt simple (+) und (–) Symbole zu verwenden, eine Zahl (auf die 2. Kommastelle berechnet) zwischen 0,00 (kein nachteiliger Effekt erkennbar) und 1,00 (großer nachteiliger Effekt erkennbar) zu verwenden, um die quantitative Aussage eines Tests über die Größe des gemessenen Effekts nicht zu verlieren.

Der Umgang mit der Gewichtung aller drei Beweislinien erfordert einiges an Erfahrung und die Gewichtung muss, bevor eine endgültige Beurteilung der negativen Beeinträchtigung erfolgt, genauestens überprüft und nachvollziehbar dargestellt werden.

Gesetzt den Fall, dass die unterschiedlichen Beweislinien (auch nach der Gewichtung) verschiedene Ergebnisse liefern, deren Aussagen sich nicht zu einer Gesamt-Aussage vereinbaren lassen, ist in jedem Fall die Durchführung weiterer (evtl. länger andauernder) Untersuchungen unumgänglich.

4.4.3 Abgestufte Vorgangsweise (Tiered Approach) zur ökologischen Risikobeurteilung

Ein stufenweises Vorgehen (Tiered Approach) innerhalb einer Risikobeurteilung unterteilt den Beurteilungsprozess in einzelne Phasen, wobei mit jeder nachfolgenden Stufe die Tiefe der Untersuchungen zunimmt, die Ergebnisse detaillierter werden und eine mögliche ökologische Schädigung realitätsnäher abgebildet wird.

Die wesentlichen Vorteile eines stufenweisen Vorgehens liegen darin, dass schrittweise von einer einfachen Beurteilung zu einem detaillierten bzw. komplexen Untersuchungsprogramm übergegangen wird. Üblicherweise werden auf niedrigen Stufen generische Kriterien angewandt, während auf höheren Stufen die Standortspezifität zunimmt. Lässt sich auf einer niedrigen Stufe keine verlässliche Aussage über das vorhandene Risiko treffen, so erfolgt eine vertiefende Untersuchung auf der nächstfolgenden Stufe. Höhere Stufen weisen in der Regel eine höhere Flexibilität in der Auswahl der Untersuchungsmethoden je nach ökologischer Fragestellung auf.

Sobald auf einer Stufe die Qualitätskriterien eingehalten werden (z. B. keine Überschreitung der Grenzwerte, Ausschluss eines Risikos für ökologische Rezeptoren) ist die Beurteilung beendet und es müssen keine weiteren Untersuchungen durchgeführt werden. Dies führt in der Regel zu erheblichen Zeit- und Kosteneinsparungen.

Grundsätzlich ist bei Vorliegen eines erheblichen Risikos (Überschreitung der Qualitätskriterien) auf einer niedrigen Stufe nicht notwendigerweise eine Sanierung des Standortes durchzuführen. Stattdessen kann eine Beurteilung auf der nächsthöheren Stufe erfolgen. Dadurch können realistischere Aussagen zu dem am Standort vorherrschenden Risiko getroffen werden und umfangreiche Sanierungsaufwendungen aufgrund konservativer generischer Kriterien möglicherweise vermieden werden.

Vorteile des stufenweisen Vorgehens

4.4.3.1 Stufenweises Vorgehen in ausgewählten Ländern

Anhand einer Literaturstudie über die Länder Deutschland, Niederlande, Großbritannien, USA und Kanada konnten ausführliche Informationen über die Durchführung eines stufenweisen Vorgehens zur ökologischen Risikobeurteilung gesammelt werden. Ein stufenweises Vorgehen (Tiered Approach) kommt in diesen Ländern standardmäßig zum Einsatz.

Die Ansätze der einzelnen Länder zeigen nur geringe konzeptionelle Unterschiede. Lediglich einzelne Beurteilungskriterien sowie die Auslösekriterien zur Entscheidung, ob eine ökologische Risikobeurteilung durchgeführt werden soll, unterscheiden sich in den einzelnen Ländern je nach den gewünschten Schutzziele. In Großbritannien wurde z. B. ein „Tier 0“ zur Entscheidung über die Durchführung einer ökologischen Risikobeurteilung eingeführt. In Kanada gelten seltene oder bedrohte Arten als Schutzziel und ihre Bedrohung ist ein Kriterium, das eine ökologische Risikobeurteilung auslösen kann. In den Niederlanden wurden Auslösekriterien zur ökologischen Risikobeurteilung etabliert, wie z. B. eine bestimmte Flächengröße eines Standorts für eine definierte Nutzung (siehe Kapitel 4.4.1.1). Allen Vorgehensweisen ist gemein, dass der Prozess der ökologischen Risikobeurteilung beendet wird, sobald ein ökologisches Risiko mit Sicherheit auszuschließen ist.

Großbritannien

Gesetzliche Grundlagen

Als gesetzliche Grundlage wird Part II A des „Environmental Protection Act“ (1990) verwendet. Dieses Gesetz enthält grundlegende Verordnungen zur Überwachung von negativen Einflüssen auf Mensch und Umwelt, ausgehend von kontaminierten Flächen.

Generell wird in Großbritannien das weithin anerkannte Quelle-Pfad-Rezeptor-Modell angewendet, wobei je nach zu schützendem Rezeptor (z. B. Mensch, Wasser, Flora & Fauna, Ökosysteme) unterschiedliche Methoden zur Risikobeurteilung zum Einsatz kommen.

In diesem allgemeinen Ansatz wird zwischen der Risikobeurteilung anhand des Vergleichs mit generischen Daten beziehungsweise Screening-Values oder standortspezifisch entwickelten Modellen unterschieden. In einigen Fällen werden auch beide Ansätze verwendet (HERBERT 1999).

Risk Based Land Management

Das Konzept des Risk Based Land Management (RBLM; BARDOS 2003) baut auf dem im CLARINET entwickelten Modell auf und umfasst folgende grundsätzliche Umwelt-Ziele:

- Fitness for Use
- Protection of the Environment
- Long Time Care

Während sich der Punkt “Fitness for Use“ allein auf den Menschen bezieht, wird bei “Protection of the Environment“ auf folgende zwei Faktoren geachtet:

- Schutz vor oder Reduktion von negativen Einflüssen auf die Umwelt (z. B. Gesundheit der Ökosysteme, Erhaltung der Biodiversität),
- Erhaltung der Qualität und Quantität von Ressourcen (z. B. Land, Boden, Wasser, Kulturerbe).

Der Begriff “Long Time Care“ bezieht sich auf verbleibende Schadstoffkonzentrationen in Böden. Es müssen passende Monitoring- und Kontrollmaßnahmen ergriffen werden, um die langfristige Nutzung eines kontaminierten Standorts zu optimieren.

Tiered Approach

Außerdem wird in diesem Modell zur ökologischen Risikobeurteilung ein Tiered Approach vorgeschlagen, der sich in drei Stufen mit folgenden allgemein gehaltenen Teilaspekten gliedert (siehe Abbildung 9).

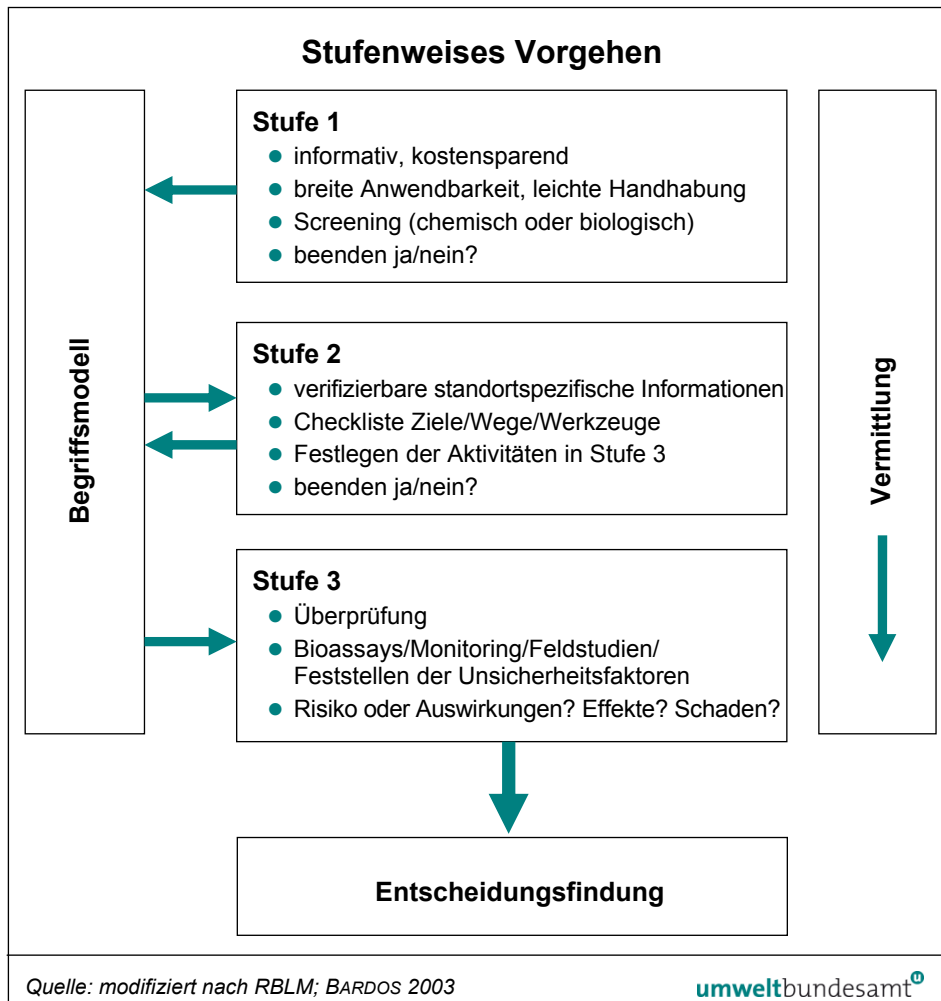


Abbildung 9: Tiered Approach zur ökologischen Risikobeurteilung in Großbritannien.

Contaminated Land Report

Der "Contaminated Land Report" (CLR 11, DEFRA 2004) dient dazu, für alle Beteiligten die technischen Rahmenbedingungen zur Anwendung eines Risk-Management-Prozesses in Übereinstimmung mit den Gesetzen und Richtlinien des UK bereitzustellen. Dieses Modell beurteilt standortbezogen sowohl schädliche Einflüsse auf den Menschen als auch auf die Umwelt. Prinzipiell wird in Verbindung mit kontaminierten Standorten ein dreistufiges Vorgehen vorgeschlagen:

1) Ein **Preliminary Risk Assessment** bedeutet die Entwicklung eines Standortmodells, welches Nutzung, Rezeptoren, Ausbreitungspfade und Risiken beinhaltet sowie Informationen über

- jetzige und zukünftige Landnutzung,
- frühere Landnutzung,
- vorhandene Ökosysteme (z. B. Indikatorarten),
- benachbarte Standorte,
- Zustand des Standortes,
- Hydrogeologie und
- Hydrologie.

2) Ein **Generic Quantitative Risk Assessment** tritt in Kraft, wenn eine Verbindung zwischen Quelle, Pfad und Rezeptor besteht. Es werden weitere Informationen eingeholt über

- Schadstoffe und deren Ausbreitungspfade,
- Interaktionen mit Rezeptoren,
- Bodenbeschaffenheit,
- gesetzliche Regelungen,
- Zeitrahmen und
- finanzielle Mittel.

3) Ein **Detailed Quantitative Risk Assessment** bedeutet die Durchführung einer Risikobeurteilung.

Laut CLR 11 bieten sich folgende Möglichkeiten zur Risikobeurteilung für schützenswerte ökologische Rezeptoren an:

- Toxizitätstests für Indikatorarten und Bodenfunktionen,
- Messung von Schadstoffkonzentrationen im Gewebe,
- Datenerhebungen von ökologischen Feldmessungen,
- Expositionsmodelle,
- Vergleich mit intakten Ökosystemen.

Im CLR 11 werden im Zuge der Risikobeurteilung für Ökosysteme mögliche schützenswerte Assessment Endpoints auf unterschiedlichen Ebenen vorgeschlagen:

1) Ökosystem-Ebene

- Reduktion Ökosystem-Produktivität (%),
- Veränderung Nahrungsnetz und Regeneration,
- Veränderung im Energiefluss,
- Reduktion N-Kreislauf,
- Zerstörung oder Abbau von Habitaten.

2) Gemeinschafts-Ebene

- Reduktion Biodiversität,
- negative Effekte oder Veränderungen in der Struktur,
- Wertminderung Fischereiwirtschaft,
- Reduktion der Biodiversität in einem benthischen Ökosystem.

3) Populations-Ebene

- Reduktion des Populationsreichtums,
- Rückgang der Reproduktion,
- Veränderungen in Alter, Geschlecht und Größe der Population,
- Fehlen von Spezies, die üblicherweise am Standort vorkommen.

4) Organismen-Ebene

- Veränderungen in der Reproduktion,
- Veränderungen in Wachstum oder Biomasse,
- Verhaltensänderungen, Entwicklungsstörungen,
- Veränderungen in Bezug auf Krankheiten und Mortalität,

Nach Ermittlung aller benötigten Daten erfolgt die Entscheidung über eine Sanierungsoption unter Miteinbeziehung aller standortspezifischen Parameter.

Contaminated Land Assessment

WEEKS et al. (2004) schlagen für das Contaminated Land Assessment, wie auch schon zuvor im Report "Assessing Risks to Ecosystems from Land Contamination" erwähnt, ebenfalls einen Tiered Approach vor, allerdings mit einigen kleineren Änderungen wie z. B. der Einführung eines Tier 0. Somit gliedert sich die ökologische Risikobeurteilung wie folgt:

Tier 0

- Ermittlung, ob ein Standort unter Part II A⁴ fällt und somit eine ökologische Risikobeurteilung erforderlich ist.
- Entwicklung eines Conceptual Site Model (CSM) in Abhängigkeit vom Vorhandensein von Ausbreitungspfaden, Rezeptoren und Schadstoffquellen, den spezifischen am Standort vorhandenen Rezeptoren und der Toxizität der Schadstoffe.

Tier 1

- Repräsentative Probenahme,
- Vergleich chemischer Schadstoffdaten mit Schwellenwerten,
- Ermittlung von PECs (predicted environmental concentrations) für jeden Schadstoff und Vergleich mit PNECs (predicted no effect concentrations) wenn keine Soil Quality Guideline Values (SQGVs) vorhanden sind.

Tier 2

- Austesten der Bioverfügbarkeit,
- Festlegung von Hintergrundwerten,
- Ermittlung aller gefährdeten Rezeptoren,
- Verhalten von Schadstoffgemischen,
- Auffinden von Hotspots,
- Durchführung von Bioassays.

Tier 3

- Bestimmung der Ausmaße der Risiken auf die Rezeptoren,
- Vergleich Toxizitätstests – Effekte auf Populationen (z. B. Nahrungsketten-Modellierung),
- Ermittlung von „chronischen“ Testdaten.

Entstehen bei der Betrachtung der einzelnen Aspekte in einer Stufe Unsicherheiten oder fehlen Daten, muss in jedem Fall die nächste Stufe einer Risikobeurteilung durchgeführt werden.

⁴ „Significant harm is being caused or there is a significant possibility of such harm being caused; or pollution of controlled waters is being, or is likely to be caused.“

Niederlande

Als Grundlage wird in den Niederlanden das Bodenschutzgesetz (Ferguson & Kasamas 1999)) verwendet, welches sowohl den Bodenschutz als auch das Altlastenmanagement behandelt.

In Bezug auf die Bodenqualität werden in den Niederlanden zwei verschiedene Richtwerte eingesetzt:

- **Zielwert** (Target Value) – repräsentiert einen sauberen Boden
- **Eingriffswert** (Intervention Value) – repräsentiert eine Konzentration, bei der 95 % der Spezies in einem Ökosystem vor negativen Effekten geschützt werden (unter Miteinbeziehung von Bodenbeschaffenheit und -zusammensetzung).

Überschreitung von Auslösekriterien

Generell wird ein Boden als kontaminiert angesehen, wenn bestimmte Auslösekriterien überschritten werden. In der ersten Phase der Untersuchung werden 25 m³ der kontaminierten Erde herangezogen und die Konzentrationen mit den Intervention Values verglichen. Bei Überschreitung wird die Kontamination als Serious Contamination angesehen und der Standort muss saniert werden. Ziel ist es, 95 % der Spezies zu schützen. Es wird der HC5 (HC = Hazardous Concentration) herangezogen und mit einem Sicherheitsfaktor von 100 versehen, da an den kontaminierten Standorten multiple Stressoren vorkommen können. Dieser Wert stellt dann den Zielwert dar.

Auch in den Niederlanden wird ein Tiered Approach verwendet und in folgende Stufen unterteilt (RUTGERS et al. 2001):

Stage 1 – Beschreibung der zukünftigen Nutzungsklasse:

- Festlegung von Bodenfunktionen.

Stage 2 – Ermittlung der ökologischen Aspekte:

- Festlegen von Indikatorarten,
- Auswirkungen auf das Grundwasser,
- Störungen der Nährstoffkreisläufe etc.

Stage 3 – Standortspezifische Messungen:

- Messung von Chemikalienkonzentrationen in Boden, Fauna und Flora,
- Abschätzung der Mobilität von Schadstoffen (z. B. Bioverfügbarkeit),
- Abschätzung von Effekten auf Rezeptoren,
- Auswirkungen von Schadstoffinteraktionen,
- Bioassays, Toxizitätstests etc.

Abbildung 10 zeigt schematisch den Ablauf des ökologischen Risikobeurteilungsprozesses in den Niederlanden.

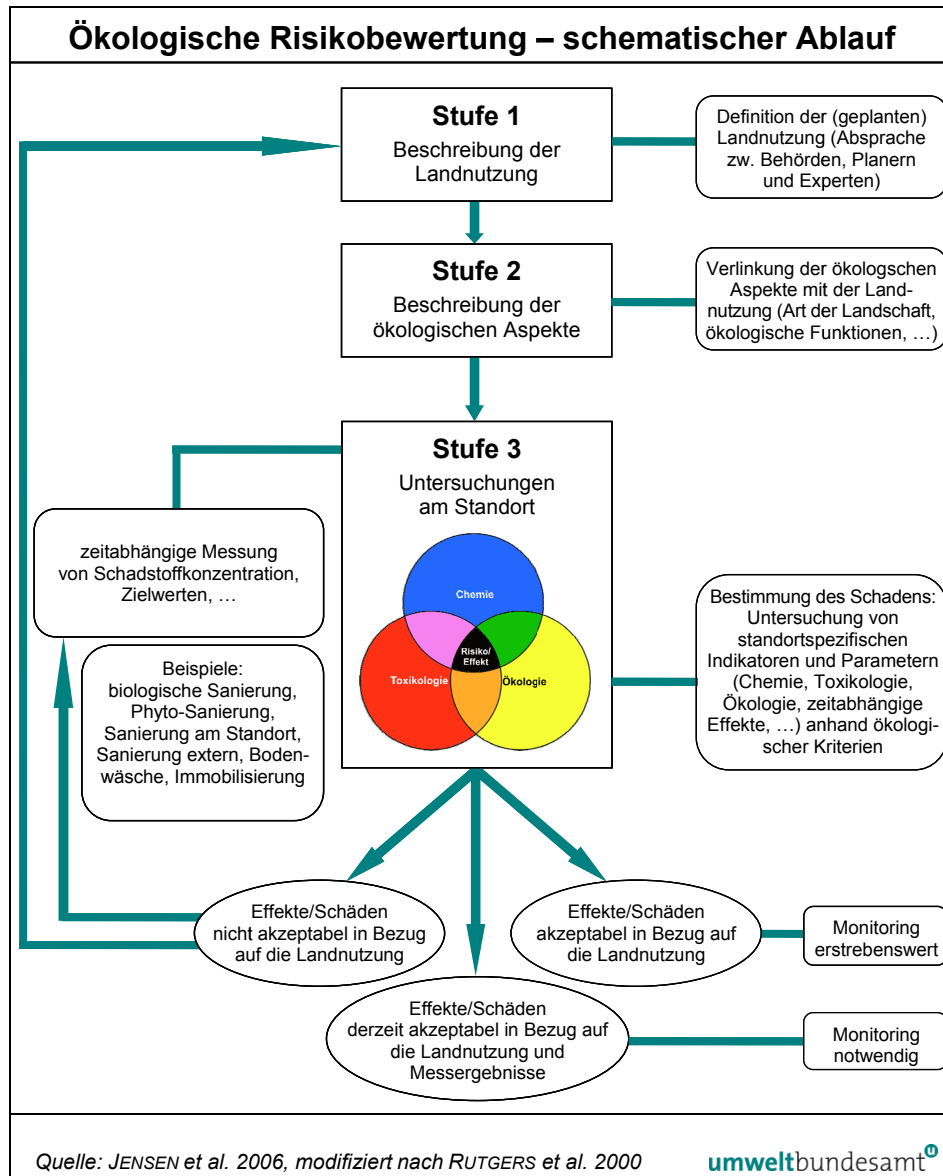


Abbildung 10: Risikobeurteilungsprozess in den Niederlanden.

Deutschland

Gesetzliche Grundlagen

In Deutschland werden als Grundlagen zum Schutz des Bodens das Bodenschutzgesetz (BBodSchG, 1998) und die Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV, 1999) herangezogen, um eine bundesweite Vorgehensweise zu garantieren. Das darin angewandte Untersuchungskonzept basiert auf einer pfad- und nutzungsbezogenen Schadstoffquantifizierung mit chemisch-analytischen Methoden, wird aber zusätzlich durch die Anwendung ökotoxikologischer bzw. biologischer Tests ergänzt.

Sicherung der Bodenfunktionen

Zweck des BBodSchG ist es, nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen. Jeder Boden muss folgende Funktionen erfüllen:

1) Natürliche Funktionen

- Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen,
- Bestandteil des Naturhaushalts, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen,
- Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen aufgrund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers.

2) Funktionen als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte

3) Nutzungsfunktionen

- Rohstofflagerstätte,
- Fläche für Siedlung und Erholung,
- Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung,
- Standort für wirtschaftliche und öffentliche Nutzungen, Verkehr, Ver- und Entsorgung.

Laut BBodSchG werden zur Untersuchung und Bewertung von schädlichen Bodenveränderungen folgende Werte verwendet (ersichtlich in der BBodSchV):

- 1) **Vorsorgewert** – bei Überschreitung unter Berücksichtigung geogener oder anthropogener Hintergrundbelastungen besteht Besorgnis, dass eine schädliche Bodenveränderung stattgefunden hat.
- 2) **Prüfwert** – bei Überschreitung unter Berücksichtigung der Bodennutzung muss eine einzelfallbezogene (= standortbezogene) Prüfung durchgeführt werden, ob eine Altlast beziehungsweise eine schädliche Bodenveränderung vorliegt.
- 3) **Maßnahmenwert** – bei Überschreitung ist unter Berücksichtigung der jeweiligen Bodennutzung eine schädliche Veränderung/Altlast wahrscheinlich → eine Sanierung, Sicherung oder Beschränkung ist notwendig.

Mit diesen Werten sind Verfahren zur Ermittlung von umweltgefährdenden Stoffen in Böden, biologischen und anderen Materialien festzulegen. Im Rahmen der Untersuchung und Bewertung sind des Weiteren zu berücksichtigen:

- Art und Konzentration der Schadstoffe,
- deren Möglichkeiten zur Ausbreitung in die Umwelt,
- Aufnahme durch Mensch/Tier/Pflanze,
- Nutzung des Grundstücks.

In der BBodSchV wird darauf hingewiesen, dass Sanierungsuntersuchungen immer standortspezifisch durchzuführen sind und in jedem Fall auch die Auswirkungen auf die Umwelt betrachtet werden müssen.

Forschungsverbund ERNTE

Das Ziel des im Einklang mit den umweltpolitischen Zielen der Bundesregierung agierenden Forschungsverbundes ERNTE, welcher sich mit der Erprobung und Vorbereitung einer praktischen Nutzung ökotoxikologischer Testsysteme beschäftigt, war es, die notwendigen Voraussetzungen für die praktische Anwendbarkeit dieser Methoden unter realen Bedingungen zu schaffen (Teststandardisierung). Biologische Tests sollen routinemäßig zur effizienteren Beurteilung von Böden beziehungsweise Bodensubstraten in Ergänzung bestehender rückstandsanalytischer Methoden genutzt werden. Dazu wurde 2006 eine Handlungsempfehlung erstellt, in welcher neben der Beschreibung der Anwendungsmöglichkeiten von biologischen Testsystemen auch bereits ein Beurteilungsschema enthalten ist. Je nach Art und Schwere der Kontamination werden Screeningtests wie VOA-Tests (VOA = Vor-Ort-Analytik) oder länger andauernde ISO-Tests durchgeführt. Je nachdem, ob die Rückhaltefunktion oder die Lebensraumfunktion eines Bodens geschützt werden soll, kommen entweder biologische Tests (z. B. Leuchtbakterientest) oder Biotests am Feststoff (z. B. Atmungstest) zur Anwendung. Häufig ist auch eine kombinierte Anwendung beider Testsysteme sinnvoll (RÖMBKE et al. 2006).

Handlungsempfehlung sichert Praktikabilität der Tests

In diesen Handlungsempfehlungen wird zur ökologischen Risikobeurteilung ein stufenweises Vorgehen (Tiered Approach) mit folgenden Schritten vorgeschlagen:

1) Standortbeschreibung

- Zusammenstellung aller relevanten Informationen,
- Klärung der geplanten Nutzung, Identifikation von Schutzzielen und Wirkungspfaden,
- Einschätzung der Datenlage.

2) Festlegung des zutreffenden Szenarios

- Zusammenstellung einer standortspezifischen Testbatterie.

3) Beurteilung

- nach stofflichen Kriterien (BBodSchG – Beurteilung von Gesamtgehalten),
- nach biologischen Kriterien (Beurteilung von Rückhalte- und/oder Lebensraumfunktion),
- Gesamtbeurteilung unter Integration aller vorliegenden chemischen und biologischen Daten.

5 GRUNDKONZEPT ZUR ÖKOLOGISCHEN RISIKOBEURTEILUNG IN ÖSTERREICH

Status Quo in Österreich

Im internationalen Vergleich zeigt sich seit mehr als zehn Jahren und zuletzt auch im Rahmen einer Studie des Joint Research Centre Ispra (CARLON 2007), dass in Österreich – im Gegensatz zu anderen Ländern – noch kein Ansatz für eine ökologische Risikobeurteilung (Gefährdungsabschätzung) bei kontaminierten Standorten existiert. Da kontaminierte Böden aber unmittelbare Auswirkungen auf die belebte Umwelt und Ökosysteme haben können, kann zurzeit nicht ausgeschlossen werden, dass an kontaminierten Standorten bei Bodenschäden Fehleinschätzungen möglich sind und in Einzelfällen signifikante Risiken und Auswirkungen auf die belebte Umwelt nicht erkannt werden.

Der vorliegende Bericht bietet neben einem Überblick über international existierende Ansätze und Kriterien für ökologische Risikobeurteilungen auch eine Zusammenfassung der Voraussetzungen für eine mögliche Umsetzung einer ökologischen Risikobeurteilung in Österreich. Im Folgenden sind diese als allgemeine Rahmenbedingungen (siehe Kapitel 5.1) zusammengefasst. Anhand des internationalen Überblicks und der beschriebenen Rahmenbedingungen wurden in weiterer Folge Vorschläge für die Anwendung einer ökologischen Risikobeurteilung an kontaminierten Standorten in Österreich konkretisiert und in einem erweiterten ExpertInnenkreis diskutiert. Die Empfehlungen für eine mögliche Umsetzung der ökologischen Risikobeurteilung (siehe Kapitel 5.2) sowie zur weiteren Entwicklung des Themenfeldes wurden aufgrund der Ergebnisse der Diskussionen erarbeitet.

5.1 Rahmenbedingungen für eine ökologische Risikobeurteilung

Leitbild Altlastenmanagement

Ausgehend von Diskussionen, die sich im Rahmen des Prozesses zur Erstellung des österreichischen „Leitbildes Altlastenmanagement“ (LEBENSMINISTERIUM 2009) ergeben haben und in Zusammenhang mit dem ÖNORMEN-Paket Altlasten wurde folgender allgemeiner Rahmen für Risikobeurteilungen definiert:

- Bei kontaminierten Standorten sind stoffliche Belastungen des Untergrundes gegeben.
- Aufgrund dieser stofflichen Belastungen kann i) unmittelbar bereits eine Beeinträchtigung des Bodens, von Gewässern oder der Luft gegeben sein und ii) es in weiterer Folge zu einer Beeinträchtigung (nachteiligen Beeinflussung) der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes und der Gesundheit des Menschen kommen.

In anderen Worten ausgedrückt, können Verunreinigungen der Umweltmedien Wasser, Boden und Luft Umweltschäden darstellen, die in weiterer Folge auch zu Risiken/Gefahren für Menschen und Ökosysteme führen. Wird dabei tatsächlich auf die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes abgezielt, so handelt es sich um eine Wertung, die Messungen und eine nachfolgende Beurteilung voraussetzt. Wertungen werden hierbei immer durch Menschen getroffen und beruhen entweder auf der subjektiven Haltung Einzelner oder werden innerhalb sozialer Systeme im gesellschaftlichen Konsens ermittelt. Damit sind auch

Wertvorstellungen zur Bedeutung der Natur und von Ökosystemen von Menschen geprägt. In Zusammenhang mit der ökologischen Risikobeurteilung an kontaminierten Standorten heißt das zusammengefasst:

- Wohlstand und Fortschritt unserer Gesellschaft beruhen darauf, dass Menschen ihre Umwelt gestalten und natürliche Ressourcen nutzen. Auch in intensiv genutzten Bereichen wie z. B. Städten und Äckern lassen sich Ökosysteme beschreiben, die aus früheren Ökosystemen (z. B. Wäldern) hervorgegangen sind oder diese verdrängt haben. Damit ist auch bei ökologischen Risikobeurteilungen ein Nutzungsbezug berechtigt und sinnvoll.
- Voraussetzung für unterschiedliche Nutzungsformen ist jeweils, dass Böden und Gewässer bestimmte Funktionen in Naturkreisläufen nachhaltig erbringen, sodass auch Ökosystem-Dienstleistungen und -güter langfristig genutzt werden können.

Zur Beschreibung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes sind als wesentliche Elemente die maßgeblichen ökologischen Funktionen von Böden und Gewässern und die daraus resultierenden Ökosystem-Dienstleistungen und -güter nutzungsspezifisch hervorzuheben. Für eine standortspezifische Beurteilung eines „guten Bodenzustandes“ bzw. die Frage, ob Bodenfunktionen und Ökosystem-Dienstleistungen und -güter dauerhaft gewährleistet sind, müssen geeignete Indikatoren und Parameter festgelegt und aussagekräftige Messgrößen definiert werden. Des Weiteren sind Beurteilungsmodelle zu nutzen bzw. zu entwickeln. In Zusammenhang mit der Durchführung einer ökologischen Risikobeurteilung an kontaminierten Standorten lässt sich daraus Folgendes zusammenfassen:

- Grundsätze für die Beurteilung und Wertung von ökologischen Wirkungen (z. B. als Nachteil oder als Umweltschaden) müssen im Kreis maßgeblicher Gruppen (v. a. Wissenschaft, ExpertInnen aus den Bereichen Privatwirtschaft und öffentlicher Dienst) im Rahmen eines Diskussionsprozesses erarbeitet werden.
- Als operative Voraussetzungen zur Beschreibung und Beurteilung von ökologischen Werten müssen Indikatoren und Parameter benannt und mit geeigneten Messgrößen dargestellt werden.
- Als Voraussetzung für einen Vergleich der Veränderungen von ökologischen Bodenfunktionen und Ökosystemleistungen an kontaminierten Standorten müssen nutzungsbezogene Referenzsituationen (Ausgangszustand bzw. unbelastete Referenz) beschrieben werden.
- Darüber hinaus sind für die Abschätzung von Veränderungen sowie Risiken Vorgehensweisen, Simulationen oder Modelle im weitesten Sinne anzudenken.

Beurteilung der Ökosystem- leistungen

5.2 Empfehlungen zur Anwendung einer ökologischen Risikobeurteilung an kontaminierten Standorten

5.2.1 Kriterien für die Durchführung

abgestuftes Vorgehen in einer Triade

Die Prüfung, ob auf einem kontaminierten Standort in Österreich eine ökologische Risikobeurteilung im weiteren Sinn durchgeführt werden soll, sollte in einem ersten Schritt anhand der Ergebnisse der allgemeinen (Vor-)Erhebung von Unterlagen gemäß ÖNORM 2085 zu einem kontaminierten Standort erfolgen. In weiterer Folge kann es dem Ansatz einer Triade (siehe Kapitel 5.2.2) folgend, aber auch zu einem späteren Zeitpunkt (z. B. aufgrund konkreter chemisch-analytischer Untersuchungsergebnisse) zweckmäßig bzw. notwendig werden, öko-toxikologische Untersuchungen durchzuführen. Eine ergänzende Umsetzung ökologischer Untersuchungen bleibt auf Einzelfälle beschränkt, wenn an einem kontaminierten Standort eine besondere Berücksichtigung von Naturschutzaspekten notwendig ist (siehe Kapitel 5.2.1.3).

nutzungsbezogene Kriterien der Vorgangsweise

Im Rahmen einer derart abgestuften Vorgangsweise sollten klare Kriterien definiert werden, unter welchen Voraussetzungen und zu welchem Zeitpunkt entsprechende Untersuchungen durchgeführt werden sollten bzw. ob eine ökologische Risikobeurteilung (im weiteren Sinn) notwendig und zweckmäßig ist. Als wesentliches Kriterium für eine integrierte Untersuchung ökologischer Aspekte und die Durchführung einer ökologischen Risikobeurteilung wird auf die Nutzung(en) eines kontaminierten Standortes abgezielt (siehe Kapitel 5.2.1.1). Darüber hinaus werden außerdem nutzungsbezogene Kriterien zur Größe der Flächen vorgeschlagen (siehe Kapitel 5.2.1.2). Der Grundgedanke dieses Konzeptes zielt dabei auf die bereits dargestellten Rahmenbedingungen (siehe Kapitel 5.1) ab, die als theoretisch-konzeptiver Rahmen Betrachtungen zu ökologischen Werten (im erweiterten Verständnis von ökologischen Bodenfunktionen und resultierenden Ökosystem-Dienstleistungen und -gütern) ins Zentrum rücken.

5.2.1.1 Maßgebliche nutzungsrelevante Bodenfunktionen

Nutzungsklassen vereinfachen die Risikobeurteilung

In Zukunft soll in Österreich ein standort- und nutzungsbezogener Ansatz zur Risikobeurteilung umgesetzt werden. Als konzeptive Voraussetzung für die Vergleichbarkeit und zur Vereinfachung der Risikobeurteilung stellen einheitlich definierte Nutzungsklassen ein wesentliches Element dar. Im Rahmen der ökologischen Risikobeurteilung sollten für die gewählten Nutzungsklassen vergleichbare schützenswerte Funktionen und Serviceleistungen generalisiert zusammengefasst werden. Dem Stand der Diskussionen in Österreich entsprechend sind fünf Nutzungsklassen vorgesehen:

- Kinderspielplatz,
- Wohnen,
- Landwirtschaft und Gartenbau,
- Freizeit und Erholung,
- Industrie, Gewerbe und Verkehr.

besonders schutzwürdige Bodenfunktionen

Als maßgebliche zu schützende Werte im Rahmen der ökologischen Risikobeurteilung werden – neben dem Einzelfall (geschützte Arten oder Habitate) – insbesondere der Schutz von Systemfunktionen (Bodenfunktionen) und mit die-

sen einhergehende Dienstleistungen angesehen. Eine entsprechende konzeptive Ausrichtung steht in guter Übereinstimmung mit aktuellen wissenschaftlichen Diskussionen, aber auch mit österreichischen Gesetzen und Richtlinien zum Schutz des Bodens und seiner Funktionen.⁵ So beschreibt die ÖNORM S 2088-2 (1. Juni 2000) z. B.: „Von Altablagerungen oder Altstandorten kann eine Gefährdung der Umwelt ausgehen, wenn Schadstoffe die Qualität der Schutzgüter Wasser (Grundwasser, Oberflächengewässer), Boden und Luft beeinträchtigen. [...] Durch diese Belastungen der Umwelt können Ökosysteme und damit die Funktionen der Böden und des Untergrundes sowie Pflanzen, Tiere und Menschen gefährdet werden. Es kann somit zu einer nachteiligen Beeinflussung der Gesundheit des Menschen und der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes kommen. [...] Durch die direkten oder indirekten Auswirkungen von Altablagerungen oder Altstandorten können unter Anderem folgende Funktionen des Bodens gefährdet sein:

- Produktionsfunktion (Nahrung, forstwirtschaftlicher Zuwachs)
- Filter- und Pufferfunktion (chemisch-physikalische Qualität des Wasserhaushaltes, Grundwasser)
- Transformationsfunktion (Stoffumwandlung durch mikrobiologische Prozesse)
- Speicherfunktion (Quantität des Wasserhaushaltes)
- Lebensraumfunktion.“

Im Zuge dieser Studie wird vor allem den Bodenfunktionen mit direktem Bezug zu ökologischen Fragestellungen besondere Bedeutung beigemessen. Jene Bodenfunktionen, die vor allem in Zusammenhang mit dem hydrologischen Kreislauf und dem Wasserhaushalt bei kontaminierten Standorten (möglichen Verunreinigungen des Grundwassers) stehen, werden vorerst nicht eingehender betrachtet. Insbesondere bei der Nutzungsklasse „Industrie, Gewerbe und Verkehr“ können aber auch in größerem Umfang unversiegelte Flächen, die beispielsweise zur Grundwasserneubildung sowie zur Filterung und zum Rückhalt von Schadstoffen beitragen, vorliegen. Dementsprechend wird daher auch bei der Abschätzung von Sickerwasserbelastungen und der Beurteilung möglicher Auswirkungen auf das Grundwasser ein vereinfachter, integrativer Ansatz unter Einbeziehung geeigneter Biotests zum Screening auf Schadstoffbelastung empfohlen.

Auf dieser Grundlage – Nutzungsklassen und Bodenfunktionen sowie Ökosystem-Dienstleistungen – wurde ein Workshop mit österreichischen ExpertInnen durchgeführt. Für die einzelnen Nutzungsklassen wurde die Relevanz unterschiedlicher Funktionen und Ökosystem-Dienstleistungen des Bodens bewertet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5 dargestellt:

⁵ In der Europäischen Bodencharta von 1972 (EUROPARAT) wird der Boden als eines der wertvollsten Güter der Menschheit bezeichnet, welches prinzipiell in seiner Form und Funktion langfristig erhalten werden soll und damit eines generellen Schutzes bedarf.

Tabelle 5: Bewertung von Bodenfunktionen in Abhängigkeit von der Nutzung (+++ maßgeblich bis – nicht relevant).
(Quelle: Umweltbundesamt)

Bodenfunktionen	Nutzungsklassen				
	Kinderspielplatz	Wohnen	Industrie, Gewerbe & Verkehr	Landwirtschaft & Gartenbau	Nutzung & Erholung
Habitatfunktion	+	+++	–	+++	+++
Produktionsfunktion (z. B. Nahrung)	–	+++	–	+++	+
Schadstofffilter- & Schadstoffabbaufunktion	+	++	+	++	+++
Speicherfunktion (z. B. Wasser, Nährstoffe, C)	–	+++	–	+++	+++

Aus dieser Tabelle lassen sich folgende Aussagen zusammenfassen:

Nutzungsklasse „Kinderspielplatz“:

- Für diese Nutzungsklasse wurde keine der Bodenfunktionen als „maßgeblich“ (+++) erachtet.
- Generell steht bei dieser Nutzung die humantoxikologische Betrachtung im Vordergrund; im Vergleich zu möglichen humantoxikologischen Risiken ist die Bedeutung ökologischer Funktionen (und auch der Lebensraumfunktion im weiteren Sinne, d. h. für Tiere und Pflanzen) bei dieser Nutzung als nachrangig anzusehen. Des Weiteren ist in dieser gesellschaftlich sensiblen Nutzungsklasse eine Toleranz- bzw. Akzeptanzgrenze (im Sinne einer zulässigen Schadstoffkonzentration) nicht argumentierbar. Somit soll in der Nutzungsklasse keine ökologische Risikobeurteilung stattfinden; zur Beurteilung dieser Standorte sei auf die Prüfwerte der ÖNORM S 2088-2 verwiesen.

Nutzungsklassen „Wohnen“, „Landwirtschaft und Gartenbau“ sowie „Freizeit und Erholung“:

- Für diese drei Nutzungsklassen wurden jeweils drei Bodenfunktionen als besonders wichtig (+++) eingestuft.
- Für diese Nutzungen ist jedenfalls die Relevanz der Bodenfunktionen anhand eines einfachen Flächengrößenkriteriums, z. B. gemäß Kapitel 5.2.1.2 zu prüfen.
- Ist das Flächengrößenkriterium überschritten, wird empfohlen, bereits im Rahmen der Voruntersuchungen (siehe Kapitel 5.2.3.1) ökotoxikologische Untersuchungen durchzuführen.

Nutzungsklasse „Industrie, Gewerbe und Verkehr“:

- Dieser Nutzungsklasse wurden Bodenfunktionen zugewiesen; diese werden allerdings nicht als maßgeblich (+++) beurteilt.
- Die Kriterien zur Flächengröße (siehe Kapitel 5.2.1.2) sind nur dann zu prüfen, wenn am konkreten Standort tatsächlich spezifische ökologische Funktionen oder Serviceleistungen wesentlich sind.
- Ist das Flächengrößenkriterium für einen potenziellen Bodenschaden überschritten, wäre im Rahmen der Voruntersuchungen (siehe Kapitel 5.2.3.1) ein Vergleich der Ergebnisse chemischer Analysen mit ökotoxikologisch abgeleiteten Prüfwerten (gemäß der ersten Beweislinie der Triade) zweckmäßig.

5.2.1.2 Maßgebliche nutzungsbezogene Flächengrößen

Ableitung der Flächengrößenkriterien

Im Zusammenhang mit den Nutzungsklassen können im regionalen oder auch nationalen Kontext verschiedene Überlegungen zu marginalen, bzw. umgekehrt zu erheblichen Flächengrößen angestellt werden. Für eine Ableitung oder Definition von nutzungsbezogenen, maßgeblichen Flächengrößenkriterien (Schwellenwerte – als Durchführungskriterien) können dabei generell folgende vier Themenkreise diskutiert werden:

Kriterien für maßgebliche Flächengrößen

- Betrachtungen zur Mindestgröße von stabilen bzw. funktionierenden Ökosystemen (siehe Niederlande in Kapitel 4.4.1.1).
- Betrachtungen zur Bedeutung von Bodenfunktionen oder Ökosystem-Dienstleistungen innerhalb eines bestimmten größeren Gebiets (z. B. regional, national), eines bestimmten Naturraumes (z. B. Voralpenland) oder administrativer Einheiten (z. B. Bezirk, Bundesland) und Bestimmung von Flächengrößen, die im jeweiligen geografischen Gebiet als Schwellenwerte angesehen werden können. Bei deren Unterschreitung kann von einem marginalen (geringfügigen, akzeptablen) Funktionsverlust ausgegangen werden.
- Betrachtungen in Zusammenhang mit dem Ziel einer Wiederverwertung und nachhaltigen Nachnutzung kontaminierter Standorte sowie übergeordneten umweltpolitischen Zielen (siehe Nachhaltigkeitsstrategie und Umweltqualitätsziele: Reduktion des Flächenverbrauches in Österreich).
- Betrachtungen zur Flächennutzung in Österreich und den Anteilen der unterschiedlichen Nutzungsklassen sowie nutzungsbezogenen „üblichen“ Größen (z. B. der durchschnittliche Garten eines Einfamilienhauses).

Als Grundlage für die Festlegung von nutzungsbezogenen maßgeblichen Flächengrößenkriterien können zwar wissenschaftliche Informationen herangezogen werden. Eine Diskussion aller am Management kontaminierter Standorte beteiligten Gruppen sowie insbesondere auch von ExpertInnen aus dem Bereich Raumplanung wird jedoch noch notwendig sein. Dementsprechend stellt Tabelle 6 nur exemplarisch dar, wie sich eine mögliche, zweckmäßige Abstufung von nutzungsbezogenen Schwellenwerten darstellen kann.

Tabelle 6: Schwellenwerte für maßgebliche nutzungsrelevante Flächengrößen. (Quelle: Umweltbundesamt)

Nutzungsklasse	marginale Flächengröße [m ² unversiegelte Fläche] („Bodenkontamination“)	erhebliche Flächengröße [m ² unversiegelte Fläche] („potenzieller Bodenschaden“)
Wohnen	50	250
Landwirtschaft & Gartenbau	500	5.000
Freizeit & Erholung	500	5.000
Industrie, Gewerbe & Verkehr	500	10.000

Anwendung der Flächengrößenkriterien

nur unversiegelte Flächen werden berücksichtigt

Die in Tabelle 6 dargestellten Schwellenwerte als Auslösekriterien zur Durchführung einer ökologischen Risikobeurteilung beziehen sich jeweils nur auf unversiegelt vorliegende Flächen. Da versiegelte Flächen keine Relevanz bezüglich ökologischer Bodenfunktionen besitzen, werden diese – sofern auch in der unmittelbar geplanten Nachnutzung keine anderweitige Verwendung dieser Flächen angedacht wird – nicht in die Betrachtung mit einbezogen. Das heißt, an einem kontaminierten Standort wird nur dann eine ökologische Risikobeurteilung durchgeführt, wenn die Flächengröße der unversiegelten Fläche eines der Kriterien erfüllt (siehe Beurteilung der Flächengrößenkriterien).

Ausschlusskriterien für eine ökol. Risikobeurteilung

Der Einsatz von Flächengrößenkriterien soll in erster Linie dazu dienen, Standorte, die aufgrund ihrer geringen Fläche keinen wesentlichen Beitrag zu einer umfassenden und räumlich integrierten Betrachtung aller ökologischer Funktionen und Serviceleistungen liefern, bereits vorab von der Durchführung einer ökologischen Risikobeurteilung auszunehmen. Dieses gilt prinzipiell für Standorte, die sich unterhalb der marginalen Flächengröße befinden sowie für Standorte ohne erhöhte ökologische Relevanz unterhalb der erheblichen Flächengröße (siehe Beurteilung der Flächengrößenkriterien).

Beurteilung der Flächengrößenkriterien

Überschreitung der erheblichen Größe

Schwellenwerte zur Flächengröße

Im Sinne eines Schwellenwertes für die Notwendigkeit zur Durchführung einer ökologischen Risikobeurteilung löst eine Überschreitung der nutzungsspezifisch „erheblichen“ Flächengröße in jedem Fall weitere Untersuchungen im Sinn von einer (chemische Untersuchungen in der Nutzung Industrie, Gewerbe und Verkehr) bzw. von zwei Beweislinien (chemische Untersuchungen plus Bioassays in den Nutzungen Wohnen, Landwirtschaft und Gartenbau sowie Freizeit und Erholung) der Triade aus (siehe Kapitel 5.2.3).

Flächengröße zwischen marginal und erheblich

Liegt die Flächengröße innerhalb dieses Zwischenbereichs, so ist standortspezifisch zu entscheiden, ob eine ökologische Risikobeurteilung durchzuführen ist. Hierdurch wird eine entsprechende Flexibilität zur Berücksichtigung standortspezifischer Betrachtungen im lokalen Kontext zugelassen. Weist z. B. eine unversiegelte Fläche in bebautem Gebiet, deren Größe sich zwischen der marginalen und erheblichen Größe einreicht, eine wichtige Produktionsfunktion oder besonderen Erholungswert auf, so kann eine ökologische Risikobeurteilung erforderlich sein.

Unterschreitung der marginalen Größe

Liegt die Flächengröße unterhalb des marginalen Schwellenwerts, wird eine etwaige gesamtökologische Funktionseinschränkung oder ein Funktionsverlust generell als unerheblich beurteilt. Eine ökologische Risikobeurteilung ist in diesem Fall nicht notwendig.

5.2.1.3 Berücksichtigung von Aspekten des Arten- und Naturschutzes

Beindet sich eine kontaminierte Fläche bekannterweise im Bereich oder der Umgebung besonders geschützter Werte, kann es im Einzelfall notwendig sein, eine umfassende ökologische Zustands- und Risikobeurteilung durchzuführen.

**besonders
geschützte
ökologische Werte**

Zu diesen besonders geschützten ökologischen Werten können zählen:

- Gesetzlich unter Schutz gestellte Arten sowie Lebensräume (z. B. geschützte Arten laut den Naturschutzgesetzen der Länder, Naturschutzgebiete, Nationalparks, Biosphärenreservate, Landschaftsschutzgebiete, Naturparks etc.),
- Arten auf der Roten Liste⁶ (z. B. gefährdete Arten, vom Aussterben bedrohte Arten etc.),
- Biotope auf der Roten Liste⁷,
- lokal bedeutsame Arten oder sensitive Habitate.

Zumeist handelt es sich dabei um Sonderfälle. Daher können keine Routineszenarien definiert werden, d. h. eine Bearbeitung wird über das vorgeschlagene Konzept für eine ökologische Risikobeurteilung (siehe Kapitel 5.2.3) hinausgehen und sollte insbesondere immer in Zusammenarbeit mit zuständigen (Naturschutz-)Behörden durchgeführt werden.

5.2.2 Die drei Beweislinien der Triade

Die Kombination von chemischen Messungen (erste Beweislinie der Triade – Chemie), Bioassays (zweite Beweislinie – Toxikologie) und weiterführenden ökologischen Zusatzuntersuchungen (dritte Beweislinie – Ökologie) hat den Vorteil, umfassende Untersuchungsergebnisse zur Beurteilung des Bodenzustandes an kontaminierten Standorten sowie zu möglichen Störungen der Strukturen oder von Prozessen in Ökosystemen zu liefern.

**umfassende
Erhebung des
Bodenzustands**

Im Rahmen der Umsetzung einer ökologischen Risikobeurteilung in Österreich wird grundsätzlich die Anlehnung an die Triade empfohlen, wobei die diese mit der herkömmlichen chemischen Analytik beginnt, nach Zweckmäßigkeit um toxikologische Untersuchungen erweitert wird und zuletzt durch Untersuchungen zur Ökologie ergänzt werden kann (siehe Kapitel 5.2.2.4). Bezüglich ihrer inhaltlichen Umsetzung in den einzelnen Stufen der Risikobeurteilung siehe Kapitel 5.2.3.

⁶ Die Rote Liste für Arten enthält eine umfassende Auflistung aller geschützten, gefährdeten, vom Aussterben bedrohten (etc.) Arten und soll dazu dienen, alle vorhandenen lokalen Gesetze (z. B. Naturschutzgesetze der Länder, Jagd- und Fischereigesetze und auch Ergebnisse von Studien – z. B. Publikationen in Lokalmagazinen) übersichtlich darzustellen und der Bevölkerung zugänglich zu machen. Informationen können über das „Österreichische Artenschutzinformationssystem“ (OASIS) unter www.umweltbundesamt.at/oasis abgerufen werden.

⁷ Die Rote Liste für Biotoptypen enthält eine Auflistung aller gefährdeten Lebensräume in Österreich. Informationen können unter www.umweltbundesamt.at/umweltschutz/naturschutz/lebensraumschutz/rl_biotoptypen abgerufen werden.

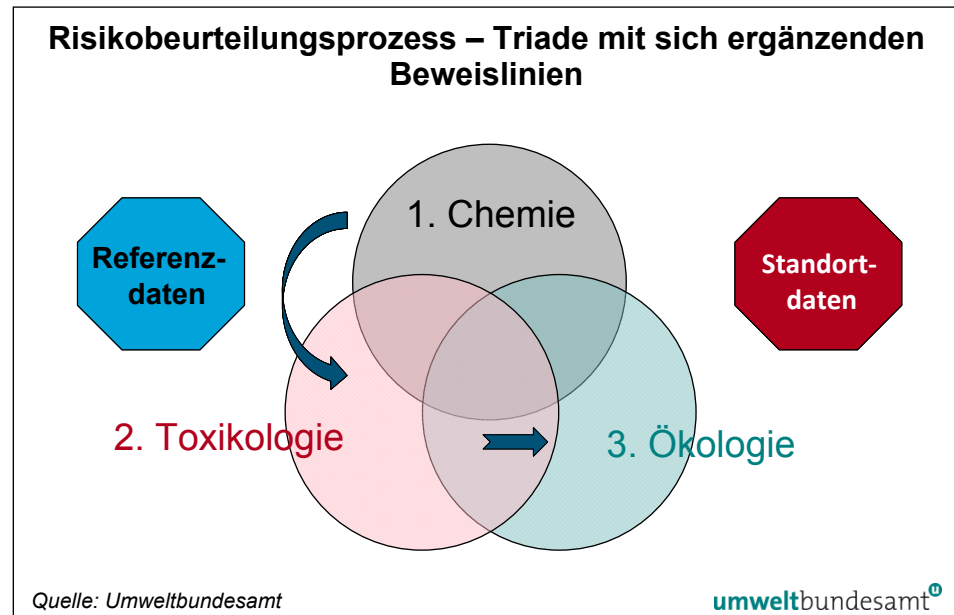


Abbildung 11: Triade mit sich ergänzenden Beweislinien im Risikobeurteilungsprozess.

**vollständige Triade
nur in Sonderfällen**

Eine routinemäßige Anwendung der vollständigen Triade als initiale ökologische Untersuchungsmethode ist auszuschließen. Die vollständige Umsetzung des Konzeptes der Triade bleibt ausschließlich auf Sonderfälle beschränkt, bei denen z. B. besondere Aspekte des Naturschutzes (siehe Kapitel 5.2.1.3) zu berücksichtigen sind.

Bezüglich einer einfachen Kombination (i) eines Vergleiches chemischer Schadstoffkonzentrationen mit ökotoxikologischen Prüfwerten (erste Beweislinie) und (ii) einfacher Bioassays zur Überprüfung der Toxizität einer Bodenprobe (zweite Beweislinie) wird empfohlen, nutzungsspezifisch zu prüfen, ob beide Linien bereits zum Zeitpunkt der Voruntersuchung (siehe Kapitel 5.2.3.1) von kontaminierten Standorten auf Basis der Durchführungskriterien (siehe Kapitel 5.2) einzusetzen sind. Bioassays als Ergänzung zu chemischen Untersuchungen bieten hierbei den großen Vorteil, dass festgestellte negative ökotoxikologische Auswirkungen „wirkungsbezogene“ Messgrößen sind. Diese ergänzen die Ergebnisse des Vergleiches chemischer Konzentrationen mit ökotoxikologischen Prüfwerten sinnvoll oder überprüfen z. B. auch negative chemische Befunde (z. B. bei Auftreten von Co-Kontaminanten, die chemisch-analytisch nicht bestimmt wurden). daher liegen in der Kombination im Sinne von Beweislinien belastbarere und aussagekräftigere Informationen vor, durch die Schlussfolgerungen hinsichtlich möglicher Umweltwirkungen bei kontaminierten Standorten treffsicherer werden.

5.2.2.1 Erste Beweislinie der Triade (chemische Analysen vs. Prüfwerte)

Der Vergleich chemischer Messwerte mit ökotoxikologisch abgeleiteten Prüfwerten ist im internationalen Kontext (siehe z. B. Niederlande) ein etabliertes und für eine erste Beurteilung eines potenziellen ökologischen Risikos plausibles Vorgehen. Zu berücksichtigen ist dabei aber immer auch die Tatsache, dass die allgemein übliche chemische Analytik keine umfassende Bestimmung von Schadstoffen umfasst, sondern jeweils nur ein eingeschränkter Parameterum-

**Nachteile der
chemischen Analyse**

fang untersucht wird. Gleichzeitig lässt die chemische Analytik keine wirkungsbezogenen Aussagen zu – insbesondere bei einem komplexen Schadstoffmix und möglichen synergistischen (oder antagonistischen) Effekten.

Dennoch wird eine Verwendung von ökotoxikologisch abgeleiteten Prüfwerten im Rahmen der ersten Stufen einer ökologischen Risikobeurteilung in Österreich aufgrund ihrer Einfachheit sowie Praktikabilität als zweckmäßig betrachtet und mittel- bis langfristig empfohlen (siehe Kapitel 6.1.1).

5.2.2.2 Zweite Beweislinie der Triade (Bioassays/Testbatterien)

Die Verwendung von Bioassays in der ökologischen Risikobeurteilung liefert einen wesentlichen Beitrag zur Charakterisierung der ökotoxikologischen Situation bzw. einer möglichen Beeinträchtigung ökologischer Prozesse an einem kontaminierten Standort. Mehrere standardisierte Testprotokolle sowohl für terrestrische als auch für aquatische Bioassays stehen zur Beurteilung von kontaminierten Bodenproben zur Verfügung und sind im weiteren Sinn auch zur ökotoxikologischen Beurteilung eines kontaminierten Standortes einsetzbar (siehe Tabelle 3). Diese Tests decken unterschiedliche funktionelle und taxonomische Gruppen ab und ermöglichen Aussagen sowohl zur akuten als auch zur chronischen Toxizität. In aktuellen Publikationen verschiedener Länder (z. B. Deutschland) zeigt sich, dass vor allem eine intelligente Kombination mehrerer Bioassays in Form von Testbatterien umfassendere Aussagen über die Auswirkungen von Schadstoffen oder Schadstoffgemischen auf ein bestimmtes Ökosystem, bzw. zumindest auf ausgewählte Bodenfunktionen (und Ökosystemdienstleistungen), ermöglichen.

**Testbatterien
ermöglichen
fundierte Aussagen**

Prinzipiell sollten Bioassays im österreichischen Ansatz der ökologischen Risikobeurteilung für zwei grundsätzlich unterschiedliche Fragestellungen zum Einsatz kommen:

1. Als sogenannte **Screening-Tests** zur Untersuchung der Toxizität einer Bodenprobe; wobei ein oder auch mehrere einfach durchzuführende sensitive Bioassays ausgewählt werden sollen. Diese sollen Hinweise auf standortspezifische Schadstoffbelastungen (z. B. Auftreten von unbekannten oder nicht untersuchten Schadstoffen, Wirkungen von Schadstoffgemischen, Schadstoff-Verfügbarkeit) geben.
2. Als Zusammenstellung mehrerer Bioassays in Form einer **Testbatterie** zur konkreten Beurteilung der zu schützenden ökologischen Funktionen oder Serviceleistungen in den einzelnen Nutzungsklassen (siehe Kapitel 5.2.1.1). Anhand der Ergebnisse der jeweiligen Testbatterie soll ein Rückschluss auf die tatsächlich am Standort vorhandene ökologische Beeinträchtigung ermöglicht werden.

5.2.2.3 Genotoxizitätstests

Die Ergebnisse wissenschaftlicher Untersuchungen und die Diskussionen in verschiedenen Ländern (siehe Kapitel 3.2.7) lassen darauf schließen, dass Genotoxizitätstests (= Mutagenitätstests) in erster Linie humantoxikologische Relevanz besitzen und somit für eine ökologische Risikobeurteilung keine relevanten Informationen liefern. Der für eine ökologische Risikobeurteilung (im weiteren Sinn) in Österreich vorgestellte Ansatz sieht konzeptiv den Schutz von ökologischen Werten, d. h. ausgewählten Bodenfunktionen und Ökosystem-

**vorwiegend human-
toxikologische
Relevanz**

Dienstleistungen, im Mittelpunkt. Da dazu kein unmittelbarer Rückschluss aus Testergebnissen von Genotoxizitätstests möglich ist, wird der Einsatz dieser Tests in Österreich nicht empfohlen. Darüber hinaus werden genotoxische (mutagene) Wirkungen von Schadstoffen bei der Durchführung von entsprechend lang andauernden chronischen Tests (z. B. Tests über mehrere Generationen) miterfasst.

5.2.2.4 Dritte Beweislinie der Triade (ökologische Untersuchungen)

aktives und passives Monitoring

Zusätzlich zu den bereits vorhandenen Ergebnissen aus der ersten und zweiten Beweislinie können in einer dritten Linie ökologische Freilandstudien wie z. B. die Untersuchung von Abundanz- oder Strukturveränderungen innerhalb der am Standort vorkommenden Spezies zum Einsatz kommen. Des Weiteren könnten beispielhaft Nahrungsnetze modelliert oder bei einem Verdacht auf Bioakkumulation von Schadstoffen die Entnahme von Gewebeproben diverser Organismen durchgeführt werden. Die Untersuchung und Beobachtung von am Standort lebenden Arten (passives Biomonitoring) und das Aussetzen und Beobachten von geeigneten Indikatororganismen am kontaminierten Standort (aktives Biomonitoring) stellen weitere Möglichkeiten zur standortspezifischen Erfassung des ökologischen Zustandes dar.

Anwendung nur in Sonderfällen

Die Umsetzung der dritten Beweislinie wird im Rahmen eines Standardkonzeptes für eine abgestufte ökologische Risikobeurteilung nicht empfohlen. Ihre mögliche Umsetzung sollte, unter Hinzuziehung maßgeblicher Naturschutzbehörden, immer dann geprüft werden, wenn besondere ökologische Werte gemäß Kapitel 5.2.1.3 vorliegen.

5.2.3 Ablauf einer abgestuften ökologischen Risikobeurteilung

Schutz ökologischer Werte

Eine ökologische Risikobeurteilung in Österreich sollte insbesondere auf den Schutz ökologischer Werte (diese umfassen unter anderem ausgewählte Bodenfunktionen und Ökosystem-Dienstleistungen) ausgelegt werden.

Als Ablauf einer integrierten Untersuchung und ökologischen Risikobeurteilung wird ein abgestuftes Vorgehen, welches nach jeder Stufe die erneute Prüfung der Aus- oder Weiterführung von Maßnahmen vorsieht, vorgeschlagen. Als zielführend wird ein generell in drei Phasen (Prüfung der Durchführungskriterien, Voruntersuchungen, Detailuntersuchungen) geteiltes Vorgehen vorgeschlagen (siehe Abbildung 12).

Für die stufenweise Umsetzung der Untersuchungs- und Beurteilungsschritte wird die nutzungsspezifisch abgestufte Anwendung der Triade empfohlen. Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass auch die allgemein übliche chemische Analytik keine umfassende Bestimmung von Schadstoffen erbringt und keine wirkungsbezogenen Aussagen ermöglicht (siehe Kapitel 5.2.2.1), wird eine Modifizierung der möglichen Kombination von Untersuchungen innerhalb der einzelnen Untersuchungsschritte mit Bezug zu den Nutzungsklassen und maßgeblichen Bodenfunktionen vorgeschlagen bzw. empfohlen.

2 Beweislinien genügen meist

Ein Standardkonzept für eine abgestufte ökologische Risikobeurteilung kann sich dabei weitgehend auf die ersten zwei Beweislinien der Triade beschränken. Allgemein wäre dabei die Umsetzung einer im weiteren Sinne ökologischen Ri-

sikobeurteilung an kontaminierten Standorten, d. h. der Vergleich chemischer Schadstoffkonzentrationen mit ökotoxikologischen Prüfwerten und Bioassays als Toxizitäts-Screening sowie Bioassays in Form von Testbatterien vorgesehen.

Abbildung 12 stellt die Integration der Durchführungskriterien (Zuordnung zu Nutzungsklassen und Anwendung der Flächengrößenkriterien) sowie den Einsatz der Triade innerhalb der einzelnen Stufen der Risikobeurteilung in Österreich dar. Es werden die jeweiligen Kriterien bzw. die einzelnen Beweislinien untereinander verglichen und bewertet. Danach erfolgt die Entscheidung für die weitere Vorgehensweise. Werden bestimmte Kriterien erfüllt (und kann somit das Vorliegen eines ökologischen Risikos ausgeschlossen werden), kann der Beurteilungsprozess in jeder Phase beendet werden.

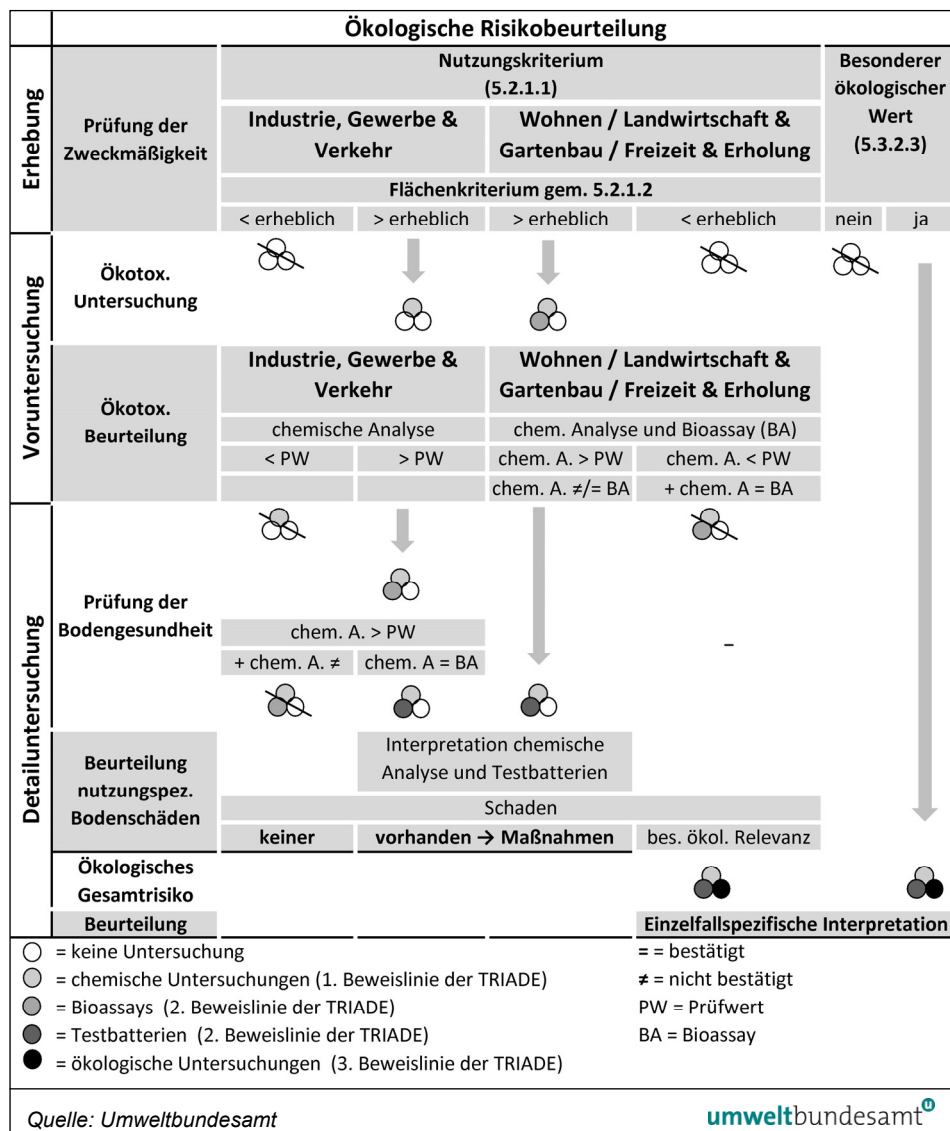


Abbildung 12: Möglicher Ablauf einer abgestuften ökologischen Risikobeurteilung für kontaminierte Standorte in Österreich.
(Treten konkrete Hinweise auf ein ökologisches Risiko während der Vor- oder Detailuntersuchungen auf, können auch diese zu einer nachträglichen Auslösung einer ökologischen Risikobeurteilung führen).

5.2.3.1 Prüfung der Durchführungskriterien

Bevor mit der eigentlichen ökologischen Risikobeurteilung begonnen wird, ist festzustellen, ob bei einem Standort eine solche überhaupt zweckmäßig ist. Dies erfolgt einerseits über die Zuordnung des kontaminierten Standorts zu einer bestimmten Nutzung (und somit der Überprüfung des Vorhandenseins maßgeblicher Bodenfunktionen oder Ökosystem-Serviceleistungen – siehe Kapitel 5.2.1.1) und andererseits über das Überprüfen der Flächengrößenkriterien (siehe Kapitel 5.2.1.2). Des Weiteren soll erfasst werden, ob der Standort einer bekannten Arten- oder Naturschutzwidmung unterliegt (siehe Kapitel 5.2.1.3).

5.2.3.2 Voruntersuchungen

Durchführung ergänzender ökotoxikologischer Untersuchungen

In den Nutzungsklassen „Wohnen“, „Landwirtschaft und Gartenbau“ sowie „Freizeit und Erholung“ sollen bereits im Zuge der ersten Untersuchungen (Voruntersuchung), in Ergänzung zum Vergleich chemischer Schadstoffkonzentrationen mit ökotoxikologischen Prüfwerten, für Routineuntersuchungen geeignete Toxizitätsscreening-Tests zum Einsatz kommen.

Ökotoxikologische Beurteilung der Ergebnisse von Voruntersuchungen

Die Beurteilung der Ergebnisse von Voruntersuchungen in Hinblick auf ökotoxikologische Fragestellungen erfolgt je nach Nutzungsklasse nach einer oder zwei Beweislinien des Triade-Konzeptes. Bei kontaminierten Standorten, an denen die Nutzungsklasse „Industrie, Gewerbe und Verkehr“ vorliegt, beschränkt sich diese Beurteilung auf einen Vergleich der ermittelten chemischen Schadstoffkonzentrationen mit ökotoxikologisch begründeten Prüfwerten. Bei den übrigen drei Nutzungsklassen sind zusätzlich die Ergebnisse des mit Bioassays durchgeführten Toxizitätsscreenings zu beurteilen.

5.2.3.3 Detailuntersuchungen

Überprüfung der Bodengesundheit

Im Rahmen der Detailuntersuchung an kontaminierten Standorten sollten im Allgemeinen die Grundlagen für eine ökologische Risikobeurteilung im weiteren Sinne geschaffen werden. Dabei kann die Überprüfung der Bodengesundheit durch entsprechende toxikologische Untersuchungen im Vordergrund stehen.

Bei kontaminierten Standorten, die der Nutzungsklasse „Industrie, Gewerbe und Verkehr“ entsprechen, wäre im Sinne der Umsetzung des Konzeptes der Triade eine zweite Beweislinie über Toxizitätsscreening-Tests zu führen.

Bei den Nutzungsklassen „Wohnen“, „Landwirtschaft und Gartenbau“ sowie „Freizeit und Erholung“ erfolgt eine standortbezogene Überprüfung der Bodengesundheit, bei der Bioassays in Form von Testbatterien (siehe Kapitel 3.2.6) eingesetzt werden. Diese sind je nach zu schützenden ökologischen Werten (Assessment Endpoint bzw. Beurteilungsebene/-ziel; siehe Kapitel 3.1.1) für eine definierte Nutzungsklasse zusammenzustellen.

Beurteilung der Bodengesundheit und nutzungsspezifischer Bodenschäden

Die Beurteilung der Ergebnisse nach dem zweiten Untersuchungsschritt im Rahmen von Voruntersuchungen in Hinblick auf toxikologische Fragestellungen erfolgt bei allen Nutzungsklassen über zwei Beweislinien des Triade-Konzeptes.

Bei kontaminierten Standorten, an denen die Nutzungsklasse „Industrie, Gewerbe und Verkehr“ vorliegt, ergibt sich eine integrierte Beurteilung des nutzungsspezifischen Bodenschadens aus dem Vergleich der ermittelten chemischen Schadstoffkonzentrationen mit ökotoxikologisch begründeten Prüfwerten sowie aus den Ergebnissen des ergänzend durchgeführten Toxizitätsscreenings, welche im Vergleich mit Richtwerten in Hinblick auf eine signifikante Beeinflussung der Testorganismen zu beurteilen sind. Damit fließen neben den Ergebnissen der chemischen Messungen auch tatsächlich gemessene „wirkungsbezogene“ Ergebnisse aus den jeweils durchgeführten Bioassays mit in die Beurteilung ein.

Bei den Nutzungsklassen „Wohnen“, „Landwirtschaft und Gartenbau“ sowie „Freizeit und Erholung“ stehen umfassende Ergebnisse von Testbatterien zur Verfügung.

Ermittlung des ökologischen Gesamtrisikos bei der Detailuntersuchung

In Einzelfällen kann unter spezifischen Voraussetzungen (z. B. Berücksichtigung von Naturschutzaspekten) eine vollständige Umsetzung des Triade-Konzeptes zweckmäßig sein, bei der als dritte Beweislinie auch ökologische Untersuchungen durchgeführt werden.

In entsprechenden Sonderfällen sollten im Allgemeinen bereits bei der Planung von Detailuntersuchungen ÖkologInnen beigezogen werden.

Beurteilung des ökologischen Gesamtrisikos

Zur Beurteilung des am Standort vorliegenden ökologischen Gesamtrisikos liegen neben weit reichenden chemischen Untersuchungen und Ergebnissen aus Bioassays bzw. Testbatterien vielfältige und je nach ökologischer Fragestellung unterschiedliche Ergebnisse vor, welche ausschließlich in der engen Zusammenarbeit mit ÖkologInnen zu interpretieren und zu bewerten sind.

6 EMPFEHLUNGEN

Konzept und Validierung

Zur praktischen Umsetzung des aufgezeigten Konzeptes zur ökologischen Risikobeurteilung in Österreich wäre es notwendig, eine Handlungsempfehlung zu konzipieren (siehe Kapitel 6.1) und diese anhand einer praktischen Erprobung an Demonstrationsstandorten zu validieren (siehe Kapitel 6.2). Eine derartige Handlungsempfehlung sowie auch die Ergebnisse von Demonstrationsstandorten sollten dabei auch begleitend im Rahmen eines ExpertInnenkreises diskutiert werden.

6.1 Erstellung einer Handlungsempfehlung

Es wird vorgeschlagen, die Handlungsempfehlung zur Durchführung einer ökologischen Risikobeurteilung in Österreich auf die ersten zwei Beweislinien der Triade (Prüfwerte für ökotoxikologisch relevante Schadstoffkonzentrationen und Bioassays bzw. Testbatterien) zu beschränken. Hierzu wären die in den folgenden Abschnitten beschriebenen Kriterien zu erarbeiten und zu definieren. Durch die vorgeschlagene praktische Erprobung an Modellstandorten würden erste Erfahrungen gewonnen, sodass eine Veröffentlichung der Handlungsempfehlung in Form einer Arbeitshilfe erfolgen könnte.

6.1.1 Ökotoxikologisch abgeleitete Prüfwerte

Der Vergleich konkreter Messwerte von Bodenproben an kontaminierten Standorten mit ökotoxikologisch abgeleiteten Prüfwerten (erste Beweislinie der Triade – siehe Kapitel 5.2.2.1) kann grundsätzlich für alle Nutzungsklassen vorgesehen werden. Dieser Vergleich liefert eine erste Information über eine – durch bestimmte Schadstoffe ausgelöste – mögliche Beeinflussung von ökologischen Prozessen am Standort. Dieser in einzelnen Ländern bereits praktizierte Ansatz wurde auch von österreichischen ExpertInnen als möglicher zweckmäßiger erster Beurteilungsschritt erachtet.

Daraus ergibt sich für die Erarbeitung der Handlungsempfehlung die Notwendigkeit zur Zusammenstellung von ökotoxikologisch abgeleiteten Prüfwerten für die häufigsten im Altlastenbereich vorkommenden Schadstoffe oder Schadstoffgruppen. Diese ökotoxikologischen Prüfwerte sollten so konzipiert werden, dass bei ihrer Unterschreitung mit hoher Sicherheit keine mehr als geringfügigen negativen Auswirkungen auf Testorganismen auftreten und somit kein Risiko für das betrachtete Ökosystem zu erwarten ist. Werden diese ökotoxikologischen Prüfwerte überschritten, ist zu entscheiden, ob entweder die Weiterführung der ökotoxikologischen Risikobeurteilung erfolgt oder Maßnahmen gesetzt werden (handlungsauslösende Prüfwerte).

Zur Festlegung ökotoxikologischer Prüfwerte im Rahmen einer österreichischen Handlungsempfehlung wird des Weiteren empfohlen, internationale Kriterienkataloge auf eine mögliche Eignung der Übernahme der angeführten Werte zu prüfen. Nach einer entsprechenden mehrjährigen Anwendung zur Beurteilung von kontaminierten Standorten könnten dann entsprechende Prüfwerte mittel- bis langfristig auch in eine ÖNORM übernommen werden.

6.1.2 Auswahl von Bioassays für Screening-Tests

Screening-Tests (als Teil der zweiten Beweislinie der Triade – siehe Kapitel 5.2.2.2) sollten in der österreichischen Vorgehensweise zur ökologischen Risikobeurteilung bereits in der Voruntersuchungsphase zum Einsatz kommen (siehe Kapitel 5.2.3.2).

Um diese Tests zukünftig routinemäßig bereits in der Anfangsphase der Beurteilung einzusetzen, ist es notwendig, dass in einer Handlungsempfehlung für ausgewählte Nutzungsklassen zweckmäßige Screening-Tests angegeben werden. Diese sollten einerseits eindeutige und leicht zu interpretierende Ergebnisse liefern, andererseits aber auch sensibel auf möglichst viele Schadstoffe reagieren, um sicherzugehen, dass bei der chemischen Analytik keine toxischen Stoffe bzw. Auswirkungen übersehen wurden. Des Weiteren sollten in der Handlungsempfehlung geeignete Interpretationshilfen sowohl für den Einzeltest als auch für Tests in Kombination angeführt werden.

Auswahl der Tests

6.1.3 Zusammenstellung geeigneter Testbatterien

Um umfassende Aussagen über die ökologische Situation am Standort tätigen zu können ist es notwendig, mehrere geeignete Bioassays in Form von funktionsspezifischen Testbatterien zusammenzustellen. Diese Testbatterien (zweite Beweislinie der Triade – siehe Kapitel 5.2.2.2) sollten im Rahmen der Handlungsempfehlung für ihren Einsatz in der Phase der Detailuntersuchung (siehe Kapitel 5.2.3.3) zumindest für die Lebensraum- und die Produktionsfunktion zusammengestellt und ausgearbeitet werden. Da im Gegensatz zu Screening-Tests bei Testbatterien die Ermittlung der Gefährdung eines bestimmten ökologischen Werts im Vordergrund steht, ist bei der Zusammenstellung mehrerer Bioassays in Form einer Testbatterie darauf zu achten, dass durch möglichst unterschiedliche Tests (in Hinblick auf Auswahl verschiedener taxonomischer und funktioneller Organismengruppen, unterschiedlicher Überlebensstrategien und repräsentativer Expositionspfade) die Beurteilung der zu schützenden Funktion oder Serviceleistung ermöglicht wird. Insbesondere sind auch die Interpretationshilfen der einzelnen funktionsspezifischen Testbatterien essenzieller Bestandteil der konzeptiven Handlungsempfehlung.

Auswahl aussagekräftiger Tests

6.1.4 Entwicklung eines Beurteilungsschemas

Für den Vergleich chemisch ermittelter Schadstoffkonzentrationen mit ökotoxikologischen Prüfwerten gilt, dass bei Überschreitung dieser Werte jedenfalls weitere Untersuchungen oder Maßnahmen durchzuführen sind.

Die Ergebnisse der einzelnen für ein Toxizitäts-Screening verwendeten Tests müssen in Hinblick auf ihre Aussagekraft beurteilt werden. Das könnte beispielsweise über die in Prozent gemessene Wirkung aller Tests erfolgen; d. h. wenn z. B. bei 50 % der durchgeführten Tests 50 % der untersuchten Organismen eine Wirkung (Mortalität, Wachstumshemmung etc.) zeigen⁸, dann kann

Aussagekraft der verwendeten Tests

⁸ Welche Kriterien (%-Wirkung) zur Beurteilung herangezogen werden, ist nach Festlegung und Prüfung der Tests in der finalen Handlungsempfehlung festzulegen.

nachweislich von einer toxischen Wirkung der Bodenprobe gesprochen werden und es müssen detailliertere Untersuchungen (oder Maßnahmen) durchgeführt werden.

Das Ergebnis der Untersuchung einer Testbatterie (und somit die potenzielle Gefährdung einer ökologischen Funktion oder Dienstleistung) könnte – wie auch schon die Ergebnisse der Screening-Tests – ebenfalls über die Integration der in Prozent gemessenen Wirkungen der Einzeltests in ein Gesamtschema beurteilt werden.⁹

Gesamtbeurteilung

Um die Ergebnisse der einzelnen Beweislinien in ein Gesamt-Beurteilungsschema zu integrieren, ist es notwendig, die Einzelergebnisse auf Plausibilität und Aussagekraft zu überprüfen. Dies könnte zum Beispiel in Form einer Beweisgewichtung (siehe Kapitel 4.4.2.2) erfolgen. Nach der Prüfung aller Ergebnisse und Durchführung einer Beweisgewichtung sollte in den allermeisten Fällen eine umfassende Beurteilung von ökologischen Funktionen und Serviceleistungen möglich sein.

Bei Unklarheiten sollte in Einzelfällen außerdem die Möglichkeit bestehen, auch ökologische Felduntersuchungen (dritte Beweislinie der Triade – siehe Kapitel 5.2.2.4) – durchzuführen. Diese Untersuchungen sind allerdings nicht Teil des für Österreich vorgeschlagenen Standardkonzepts und müssen in jedem Fall unter Beteiligung von ÖkologInnen durchgeführt werden.

6.2 Praktische Erprobung an Demonstrationsstandorten

Eignungskriterien der ausgewählten Tests

Bereits im Rahmen der Erarbeitung der konzeptiven Handlungsempfehlung sollte die praktische Eignung der ausgewählten Tests überprüft werden. Hauptaugenmerk sollte dabei auf der **Aussagekraft** des Tests liegen – d. h. ob mit Hilfe der Testergebnisse tatsächlich auf die Toxizität eines Bodens bzw. auf die Gefährdung eines ökologischen Wertes geschlossen werden kann. Des Weiteren muss auch die **Reproduzierbarkeit** der Ergebnisse gezeigt werden, da diese die Grundlage jeder naturwissenschaftlichen Arbeit ist und in weiterer Folge auch die Ableitung von belastbaren Aussagen über den ökologischen Zustand des untersuchten Standortes ermöglicht. Nicht zuletzt sollte auch die praktische **Handhabbarkeit** von Test und Testbatterien ermittelt werden, um diese routinemäßig im Zuge einer ökologischen Risikobeurteilung an kontaminierten Standorten einsetzen zu können. Sind alle ökologisch relevanten Kriterien eines Tests erfüllt und ist der Test mit passablem Aufwand und Kosten durchzuführen, sollte dieser als geeignet eingestuft werden. Danach kann dieser Test in eine Testbatterie zur Beurteilung der Gefährdung einer ökologischen Funktion oder Serviceleistung aufgenommen werden.

⁹ Möglichkeiten zur Bewertung der Ergebnisse von Testbatterien (für Rückhalte- und Habitatfunktion) sind zum Beispiel in den ERNTE-Handlungsempfehlungen (RÖMBKE et al. 2006) und in der ISO-Norm 17616 (2008) beschrieben. Für den österreichischen Ansatz passende Kriterien (d. h. bezogen auf alle zu schützenden ökologischen Funktionen oder Dienstleistungen) sind nach Auswahl der Tests im Rahmen der Handlungsanweisung abzuleiten.

Nach erfolgter Recherche, der Überprüfung der Eignung der Tests sowie der Entwicklung des Beurteilungsschemas, sollte unbedingt auch die praktische Erprobung des Gesamtkonzepts (Handlungsempfehlung) an ausgewählten Standorten erfolgen (Demonstrationsstandorte). Dabei wird empfohlen, für ein österreichisches Standardkonzept zur ökologischen Risikobeurteilung die definierten Durchführungskriterien (siehe auch Kapitel 5.2.1) sowie die ersten zwei Beweislinien der Triade (siehe Kapitel 5.2.2.1 und Kapitel 5.2.2.2) nutzungsabhängig (also für definierte Nutzungsklassen), funktionsspezifisch und in einer abgestuften Vorgangsweise anzuwenden.

Überprüfung im Feldversuch

Nach der Überprüfung im Feld sollte die konzeptive Handlungsempfehlung adaptiert und verbessert werden. Diese Überarbeitung sowie eine Abwägung von Aufwand, Kosten und Nutzen wären anschließend im erweiterten ExpertInnenkreis zu diskutieren, damit über die weitere Vorgehensweise sowie eine mögliche Routineanwendung ökologischer Risikobeurteilungen an kontaminierten Standorten entschieden werden kann.

7 LITERATURVERZEICHNIS

- ADAMS, J. (1995): Risk. Routledge, London.
- BARDOS, P. (2003): Final Report for Research Contract CLL 35/1/12. Managing and Developing the UK Interface with CLARINET. Environmental Technology Ltd. 51 pp.
- BASTIAN, O. & SCHREIBER, K.-F. (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. 2. Auflage. Spektrum, Heidelberg Berlin. Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm.
- BICK, H. (1998): Grundzüge der Ökologie, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm.
- BYRNS, G. & CRANE, M. (2002): Assessing Risks to Ecosystems from Land Contamination. R&D Technical Report P299. Environment Agency and SNIFFER, Bristol.
- CARLON, C. (2007): Derivation Methods of Soil Screening Values in Europe. A Review and Evaluation of National Procedures towards Harmonisation. JRC Scientific and Technical Reports. European Commission, Joint Research Centre, Ispra, EUR 22805-EN. 306 pp.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P. & VAN DEN BELT, M. (1997): The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature* Vol. 387: 253–260.
- DAILY, G.C. (Ed.) (1997): *Nature's Services*. Island Press, Washington, DC.
- DECHEMA – Deutsche Gesellschaft für Chemisches Apparatewesen, Chemische Technik und Biotechnologie e.V. (1995): Bioassays for Soils. Ad hoc Committee "Methods for Toxicological/Ecotoxicological Assessment of Soils". Frankfurt am Main.
- DECHEMA – Deutsche Gesellschaft für Chemisches Apparatewesen, Chemische Technik und Biotechnologie e.V. (1996): In-situ-Sanierung von Böden. Frankfurt am Main.
- DECHEMA – Deutsche Gesellschaft für Chemisches Apparatewesen, Chemische Technik und Biotechnologie e.V. (2001): Biologische Testverfahren für Boden und Bodenmaterial. – DECHEMA-Fachgespräche Umweltschutz, Frankfurt a. Main.
- DEFRA – Department for Environment, Food and Rural Affairs (2004): Model Procedures for the Management of Land Contamination. Contaminated Land Report 11. Environment Agency, Defra, Bristol. 204 pp.
- ENVIRONMENT CANADA (1994): A Review of Whole Organism Bioassays for Assessing the Quality of Soil, Freshwater Sediment, and Freshwater in Canada. CCME Subcommittee on Environmental Quality Criteria, Ottawa.
- EUROPARAT (1972): Europäische Bodencharta. Brüssel.
- FERGUSON, C.; DARMENDRAIL, D.; FREIER, K.; JENSEN, B.K.; JENSEN, J.; KASAMAS, H.; URZELAI, A. & VEGTER, J. (Eds.) (1998): Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. 1. Scientific Basis, LCM Press, Nottingham.
- Ferguson, C. & Kasamas, H. (Eds., 1999): Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe (Policy Frameworks, Volume 2). LQM Press, Nottingham. 107–121 pp.
- FRISCHE, T. & MATHES, K. (1999): Das Bundes-Bodenschutzgesetz und die Rolle der Ökotoxikologie. In: Koehler, H.; Mathes, K & Breckling, B.: *Bodenökologie interdisziplinär*. Springer, Berlin. 241 S.

- FUCHS, W. (2008): Vorlesungsunterlagen – „Mikrobielle Grundlagen umweltbiotechnologischer Verfahren“.
- GAUDET, C. (1994): A Framework for Ecological Risk Assessment at Contaminated Sites in Canada. Review and Recommendations. EVS Environmental Consultants and ESSA Environmental and Social System Analysts, Ottawa.
- HEINRICH, D. & HERGT, M. (2002): DTV-Atlas Ökologie. Deutscher Taschenbuch Verlag, München.
- HERBERT, S. (1999): United Kingdom. In: Ferguson, C. & Kasamas, H. (Eds.): Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Policy Frameworks Volume 2. LQM Press, Nottingham. 165–176 pp.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (Ed.) (2001): Impacts Adaption and Vulnerability. Contribution of Workinggroup II to the third Assessement report of the IPCC. Cambridge university press, Cambridge. 1032 pp.
- IRGC – International Risk Governance Council (2005): White Paper on Risk Governance. Genf.
- LEBENSMINISTERIUM (2009): Leitbild Altlastenmanagement. Sechs Leitsätze zur Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- LOIBNER, A.P.; SZOLAR, O.H.J.; BRAUN, R. & HIRMAN, D. (2003): Ecological Assessment and Toxicity Screening in Contaminated Land Analysis. In: Chemical Analysis of Contaminated Land, Thompson, K.C. & Nathanail, P. (Eds.). Blackwell Publishing, Oxford, UK. 229–267 pp.
- MESMAN, M.; JENSEN, J. & BIERKENS, J. (2006): Decision support system for ecological risk assessment. In: Jensen, J. & Mesman, M.: Ecological risk assessment of contaminated land. RIVM report 711701047. RIVM, Bilthoven.
- MEYERHOFF, JÜRGEN (1997): Ansätze zur ökonomischen Bewertung biologischer Vielfalt. In: Feser, Hans-Dieter (Hrsg.): Neuere Entwicklungen in der Umweltökonomie und -politik, Regensburg.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2003): Ecosystems and human well-being. A framework for assessment. Island Press, Washington DC.
- MOORE, D.R.J. & CAUX, P.-Y. (1997): Estimation Low Toxic Effects. Environmental Toxicology and Chemistry, 16(4): 794–801.
- MOUNT, D.I. & NORBERG-KING, T.J. (1986): Validity of Effluent and Ambient Toxicity Tests for Predicting Biological Impact on the Kanawha River near Charleston, West Virginia. U.S. EPA, Duluth.
- MOUNT, D.I.; STEEN A.E. & NORBERG-KING, T.J. (1986): Validity of Effluent and Ambient Toxicity Tests for Predicting Biological Impact on the Ohio River near Wheeling, West Virginia. U.S. EPA, Duluth.
- MYERS, N. (1996): Environmental Services of Biodiversity. Proc Natl Acad Sci USA 93: 2764–2769.
- NENTWIG, W.; BACHER, S.; BEIERKUHNLEIN, C.; BRANDL, R. & GRABHERR, G. (2004): Ökologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.

- ODA, Y., YAMAZAKI, H., WATANABE, M., NOHMI, T., SHIMADA, T. (1995): Development of high sensitive umu testsystem: rapid detection of genotoxicity of promutagenic aromatic amines by *Salmonella typhimurium* strain NM2009 possessing high O-acetyltransferase activity. *Mutation Research* 334 (2), 145–156.
- ODUM, E.P. (1999): *Ökologie – Grundlagen, Standorte, Anwendung*. Thieme Verlag, Stuttgart, New York.
- PFISTER, H.-R. & BÖHM, G. (2005): Stichwort Risikowahrnehmung. In: Frey, D.; von Rosenstiel, L. & Graf Hoyos, C. (Hrsg.): *Angewandte Psychologie, Band 2: Wirtschaftspsychologie*. Weinheim: Beltz, Psychologie Verlags Union. 310–315 S.
- POWER, E.A.; MUNKITTRICK, K.R. & CHAPMAN, P.M. (1991): An Ecological Impact Assessment Framework for Decisionmaking Related to Sediment Quality. In: *Aquatic Toxicology and Risk Assessment. Volume 14*. Mayes, M.A. & Barron, M.G. (Eds.). American Society for Testing and Materials, Philadelphia. 48–64 pp.
- RÖMBKE, J.; EISENTRÄGER, A.; HUND-RINKE, H.; JÄNSCH, S.; NEUMANN-HENSEL, H. & SCHALLNAB, H.-J. (2006): *ERNTE – Erprobung und Vorbereitung einer praktischen Nutzung ökotoxikologischer Testsysteme*. Sidus-Verlag, Jülich.
- RUTGERS, M.; FABER, J.; POSTMA, J. & EIJSSACKERS, H. (2001): Site-Specific Ecological Risks. A basic approach to function-specific assessment of soil pollution. Netherlands Integrated Soil Research Programme Reports Part 16. Wageningen. 21 pp.
- RUTGERS, M.; TUINSTRAL, J.; HASKONING, R.; SPIJKER, J.; MESMAN, M.; WINTERSEN, A. & POSTHUMA, L. (2008): Risico's voor het ecosysteem in stap twee van het Saneringscriterium. RIVM report 711701072. RIVM, Bilthoven.
- SCHIRMER, M.; KRAFT, D. & WITTIG, S. (2004): Deutsches Klimaforschungsprogramm DEKLIM – Schwerpunkt C. Klimawirkungsforschung – Projekt: Klimawandel und präventives Risiko- und Küstenschutzmanagement an der deutschen Nordseeküste (KRIM). Abschlussbericht – Teilprojekt III: Küstenökologische Aspekte des Klimawandels. Bmfb 2004.
- SCHÜÜRMAN, G. & MARKERT, B. (1998): *Ecotoxicology – Ecological Fundamentals, Chemical Exposure and Biological Effects*. John Wiley & Sons Inc. and Spektrum Akademischer Verlag, New York, Heidelberg.
- SRU – Sachverständigenrat für Umweltfragen (1987): *Umweltgutachten 1987*. Stuttgart, Kohlhammer, 1988. 674 S.
- SUTER, G.W. II (1989): Ecological Endpoints. pp. 2-1-2-28. In: Warren-Hicks, W.; Parkhurst, B.R. & Baker, S.S. jr. (Eds.): *Ecological Assessment of Hazardous Waste Sites. A Field and Laboratory Reference Document*. EPA 600/3-89/013. Corvallis Environmental Research Laboratory, Oregon.
- SUTER, G.W. II (1993): *Ecological Risk Assessment*. Lewis Publishers, Chelsea, USA.
- SUTER, G.W. II; EFROYMSON, R.A.; SAMPLE, B.E. & JONES D.S. (2000): *Ecological Risk Assessment for Contaminated Sites*. Lewis Publishers, CRC Press LLC, Florida.
- TCB A08 – SOIL PROTECTION TECHNICAL COMMITTEE (1994): *Advies Urgentiebeoordeling, inwerkingtredingscirculaire saneringsparagraaf Wet bodembescherming*. Soil protection Technical committee – TCB A08. The Hague.

- THOMAS, J.M.; SKALSKI, J.R.; CLINE J.F.; MC SHANE, M.C.; SIMPSON, J.C.; MILLER, W.E.; PETERSON, S.A.; CALLAHAN, C.A. & GREENE, J.C. (1986): Characterization of Chemical Waste Site Contamination and Determination of its Extent Using Bioassays. *Environ. Toxicol. Chem.*
- UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND (2007): Ökonomische Bewertung von Umweltschäden. Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten. Dessau.
- US FIFRA (1982): FIFRA, 40CFR, Part 158.540, Subdivision J, Parts 122–1 and 123–1.
- US EPA – U.S. Environmental Protection Agency (1992): Framework for ecological risk assessment. Risk Assessment Forum. U.S. Environmental Protection Agency, Washington. 41 pp.
- VAN GESTEL, C.A.M.; LEON, C.D. & VAN STRAALLEN, N.N. (1997): Evaluation of Soil Fauna Ecotoxicity Tests Regarding Their Use in Risk Assessment. CRC Press, Boca Raton.
- WANG, W. (1987): Root elongation method for toxicity testing of organic and inorganic pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry* 6: 409–414.
- WANG, W. & FREEMARK, K. (1995): The use of plants for environmental monitoring and assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 30: 289–301.
- WEEKS, J. M.; SOROKIN, N.; JOHNSON, I.J.; WHITEHOUSE, P.; ASHTON, D.; SPURGEON, D.; HANKARD, P. & SVENDSEN, C. (2004): Biological Test Methods for Assessing Contaminated Land. Stage 2 – A demonstration of the use of a framework for the ecological risk assessment of land contamination. Science Group Report P5-069/TR1. Environment Agency, Bristol. 106 pp.
- WILES, J.A. & KROGH, P.H. (1998): Tests with the Collembolans *Isotoma viridis*, *Folsomia candida* and *Folsomia fimetaria*, in Handbook of Soil Invertebrate Toxicity Tests. H. Lokke and C.A.M. Van Gestel (eds), John Wiley & Sons, Chichester. 131–156 pp.

Rechtsnormen und Leitlinien

- ASTM E1598-94 (1994): Standard practice for conducting early seedling growth tests. American Society of Testing and Materials, West Conshohocken.
- ASTM E1415-91 (1998): Standard guide for conducting static toxicity test with *Lemna gibba* G3. American Society for Testing and Materials, West Conshohocken.
- Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG; BGBl. I S. 502): Bundesgesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten vom 17. März 1998 (Stand 1. August 2008).
- Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV; BGBl. I S. 1554): Bundesbodenschutz und Altlastenverordnung (Umweltschutzgesetz, USG) vom 12. Juli 1999 (Stand 1. August 2008).
- DIN 38415-3 (1996): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Suborganismische Testverfahren (Gruppe T) – Teil 3. Bestimmung des erbgutverändernden Potentials von Wasser mit dem umu-Test (T 3). DIN, Berlin.

- DIN 38415-4 (1999): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Suborganismische Testverfahren (Gruppe T) – Teil 4. Bestimmung des erbgutverändernden Potentials mit dem Salmonella-Mikrosomen-Test (Ames Test) (T 4). DIN, Berlin.
- ENVIRONMENT CANADA EPS 1/RM/24 (1992a): Biological test method: toxicity test using luminescent bacteria (*Photobacterium phosphoreum*). Environmental Protection, Conservation and Protection, Environmental Protection Series Report, Ottawa.
- ENVIRONMENT CANADA EPS 1/RM/25 (1992b): Biological test method: growth inhibition test using the freshwater alga *Selenastrum capricornutum*. Environmental Protection, Conservation and Protection, Environmental Protection Series Report, Ottawa.
- ENVIRONMENT CANADA EPS 1/RM/34 (1999): Guidance Document on Application and Interpretation of Single-Species Tests in Environmental Toxicology. Environmental Protection Series, Ottawa.
- ENVIRONMENT CANADA (2007): Guidance Document on Statistical Methods for Environmental Toxicity Tests. Environmental Technology Center, Ottawa.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION ACT (1990): Office of Public Sector Information (OPSI), UK.
- ISO 11267 (1999): Inhibition of reproduction of Collembola (*Folsomia candida*) by soil pollutants. ISO, Geneva.
- ISO 11268-1 (1993): Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia foetida*). Part 1: Determination of acute toxicity using artificial soil substrate. ISO, Geneva.
- ISO 11268-2 (1998): Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia foetida*). Part 2: Determination of effects on reproduction. ISO, Geneva.
- ISO 11269-1 (1993): Determination of the effects of pollutants on soil flora. Part 1: Method for the measurement of inhibition of root growth. ISO, Geneva.
- ISO 11269-2 (1995): Determination of the effects of pollutants on soil flora. Part 2: Effects of chemicals on the emergence and growth of higher plants. ISO, Geneva.
- ISO 11348 (1998): Water quality – Determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri* (Luminescent bacteria test). Part 1–3. ISO, Geneva.
- ISO 13829 (2000): Water quality – Determination of the genotoxicity of water and waste water using the umu-test. ISO, Geneva.
- ISO 14240-1 (1997): Determination of soil microbial biomass. Part 1: Substrate-induced respiration method. ISO, Geneva.
- ISO 17616 (2008): Soil quality – Guidance on the choice and evaluation of bioassays for ecotoxicological characterization of soils and soil materials. ISO, Geneva.
- ISO/DIS 15685 (2001): Soil quality – Determination of potential nitrification – Rapid test by ammonium oxidation. ISO, Geneva.
- OECD 201 (1984): Guideline for testing of chemicals: alga, growth inhibition test. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris.
- OECD 202 (1984): Guideline for testing of chemicals: Daphnia sp., acute immobilisation test and reproduction test, Part I. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris.

OECD 207 (1984): Guideline for testing of chemicals: earthworm, acute toxicity tests. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris.

OECD 208 (1984): Guideline for testing of chemicals: terrestrial plants, growth test. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris.

OECD 208 (2000): Guideline for the testing of chemicals. Proposal for updating guideline 208: Terrestrial (non-target) plant test: 208A: Seedling emergence and seedling growth test. 208B: Vegetative vigour test. (Draft document). Organization for Economic Cooperation and Development, Paris.

ÖNORM S 2088-2 (2000): Altlasten. Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Boden. Österreichisches Normungsinstitut. Wien.

ÖNORM S 2085 (2009): Altlasten – Vorgehensweise bei der Erkundung, Beurteilung und Sanierung von Altablagerungen und Altstandorten. Österreichisches Normungsinstitut. Wien.

RICHTLINIE 67/548/EWG des Rates vom 27. Juni 1967 zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe. Amtsblatt Nr. 196 vom 16/08/1967 S. 0001 – 0005, i.d.F. vom 28.1.2001

US EPA OPPTS 850.4200 (1996): Ecological Effect Test Guidelines. 850 Series (Proposal): Seed Germination/Root Elongation Toxicity Test.

US EPA OPPTS 850.4400 (1996): Ecological Effect Test Guidelines. 850 Series (Public Draft): Aquatic Plant Toxicity Test Using Lemna spp.

8 GLOSSAR

Die in diesem Glossar aufgelisteten Fachtermini sind derart definiert, wie sie im Zusammenhang dieser Studie bzw. dieses Berichtes verstanden und verwendet wurden.

Abgestufte Vorgangsweise – die Erkundung, Beurteilung und Sanierung von Alttablagerungen und Altstandorten wird allgemein als iterativer Prozess beschrieben (siehe z. B. ÖNORM S 2085 – Sanierungszielstudie). Ein zweckmäßiger Verfahrensablauf und die Anzahl der Erkundungs- und Beurteilungsschleifen sind am konkreten kontaminierten Standort im Einzelfall Schritt für Schritt festzulegen. Dabei ist besonders zu berücksichtigen, mit welchem Zeit- und Kostenaufwand welches Ziel erreicht werden soll bzw. kann.

Akute Exposition – kurze Expositionsdauer (häufig Messung der Mortalität)

Beurteilungsebene/-ziel – auch: Assessment Endpoint; Beschreibung jener Güter oder Werte (→ ökologische Werte oder auch → Rezeptoren), deren dauerhafte Schädigung im Sinne einer Risikobeurteilung geprüft werden soll

Bioakkumulation – Anreicherung eines Schadstoffs im Gewebe eines Organismus

Bioassay – biologische Testmethode zur Ermittlung der Toxizität eines kontaminierten Umweltmediums (z. B. Boden- oder Wasserprobe)

Biodiversität – auch: biologische Vielfalt; bezeichnet die Variabilität unter allen lebenden Organismen und beinhaltet sowohl genetische Vielfalt, Artenvielfalt, die Vielfalt an Ökosystemen als auch die Vielfalt von Funktionen und Prozessen in Ökosystemen

Bioindikatoren → Zeigerarten

Biomonitoring – Verwendung von Pflanzen und Tieren am Standort zur Bestimmung der Umweltqualität (Messung physiologischer Zustände, Messung von Schadstoffgehalten, Untersuchungen des Bestandes und von Populationsveränderungen, etc.)

aktives Biomonitoring – Einbringen von Organismen am Standort

passives Biomonitoring – Betrachtung ortsansässiger Organismen

Bioverfügbarkeit – der Anteil an der Gesamtschadstoffmenge im Boden, der mit Organismen in Interaktion treten kann

Biozönose – Lebensgemeinschaft

Bodenfunktionen – Eigenschaften des Bodens, die für den Menschen bzw. die Natur von Nutzen sind: Lebensraumfunktion, Produktionsfunktion, Filter- und Pufferfunktion, Transformationsfunktion, Speicherfunktion (laut ÖNORM S 2088-2)

Chronische Exposition – lange Expositionsdauer, üblicherweise ein signifikanter Teil der Gesamtlebensspanne (eine chronische Exposition in Tests dient der Messung subletaler Wirkungen)

Dominanzverhältnis – das Verhältnis der Populationsgrößen der Arten innerhalb eines Ökosystems

Dose-Response-Kurve – siehe Dosis-Wirkungs-Kurve

Dosis-Wirkungs-Kurve – Beziehung zwischen der verabreichten Menge einer Substanz und der Auswirkung dieser Substanz auf einen Testorganismus

EC₅₀ (median effective concentration) – Konzentration eines Schadstoffs, die bei 50 % der Testorganismen zu einer in der Regel subletalen Wirkung führt

Exposition – die gleichzeitige Anwesenheit eines oder mehrerer Stressoren und von einem oder mehreren Organismen bei gegebener Interaktionsmöglichkeit

Funktionelle Gruppen – eine Gruppe von unterschiedlichen Organismen, die ökologische Grundfunktionen ausüben können (Primärproduzenten, Konsumenten und Destruenten)

Genotoxizität – negative Auswirkungen von Substanzen auf das Erbgut

IC₅₀ (inhibiting concentration) – Konzentration, die einen Hemmeffekt einer biologischen Funktion in der Höhe von 50 % bewirkt (z. B. 50%ige Leuchthemmung im Leuchtbakterientest)

Informationsfunktion – von Ökosystemen geleistete Beiträge zur Befriedigung intellektueller und emotionaler menschlicher Bedürfnisse. Sie liefern Informationen und dienen als Grundlage und Orientierung für religiöse, künstlerische und wissenschaftliche Aktivitäten.

Intervention Value – Eingriffswert, bei dessen Überschreitung Maßnahmen zu setzen sind

kanzerogen – Krebs auslösend

Konnektivität – die Enge der Verbindungen innerhalb bzw. zwischen Ökosystemen

Kontamination – eine mehr als geringfügige Verunreinigung

Konzentrations-Wirkungs-Kurve – Beziehung zwischen der Konzentration einer Substanz in einem Medium und der Auswirkung dieser Substanz auf Testorganismen

LC₅₀ (median lethal concentration) – Konzentration eines Schadstoffs, bei der 50 % der Testorganismen sterben

Lebensgemeinschaft – das Vorhandensein und die Interaktion von Populationen mehrerer Arten an einem Standort

LID (lowest ineffective dilution) – niedrigste Verdünnungsstufe, für die ein Effekt einer definierten Höhe nicht mehr nachgewiesen werden kann

LOEC (lowest observed effect concentration) – niedrigste Konzentrationsstufe einer Konzentrationsreihe, in der erstmals ein signifikanter Effekt auftritt

LOAEC (lowest observed adverse effect concentration) – niedrigste Konzentrationsstufe einer Konzentrationsreihe, in der erstmals ein signifikanter nachteiliger Effekt auftritt (in den meisten Fällen sind LOAEC und LOEC identisch)

Mutagenität – Mutationen hervorrufend, → Genotoxizität

NOEC (no observed effect concentration) – höchste Konzentrationsstufe einer Konzentrationsreihe, für die ein Effekt nicht mehr nachgewiesen werden kann

NOAEC (no observed adverse effect concentration) – höchste Konzentrationsstufe einer Konzentrationsreihe, für die ein nachteiliger Effekt nicht mehr nachgewiesen werden kann (in den meisten Fällen sind NOAEC und NOEC identisch)

Nutzungsklasse – die Zuordnung eines kontaminierten Standorts zu einer bestimmten übergreifenden Verwendung

Ökologische Messgröße – auch: Measurement Endpoint; die bei ökologischen oder ökotoxikologischen Untersuchungen quantitativ beobachtbare oder messbare Auswirkung von Schadstoffen

Ökologische Risikobeurteilung – Risikobeurteilung an einem kontaminierten Standort, bei der spezielle ökologische Belange wie z. B. → Bodenfunktionen oder → Ökosystem-Services untersucht werden

Ökologische Werte – ökologische → Bodenfunktionen, schützenswerte Arten und → Ökosystem-Services

Ökosystem – setzt sich aus der abiotischen Umwelt (Habitat) und allen darin lebenden Organismen zusammen; es finden Stoff- und Energieumsätze sowie Stoffaustausch statt

Ökosystem-Services – Ökosystemleistungen mit direktem Bezug zur menschlichen Nutzung

Ökotoxizitätstest – biologische Testmethode zur Ermittlung der Toxizität einer bestimmten chemischen Substanz

PEC (predicted environmental concentration) – vorhergesagte Konzentration einer bestimmten chemischen Substanz in der Umwelt

PNEC (predicted no effect concentration) – vorhergesagte Konzentration einer bestimmten Substanz in der Umwelt, für die ein signifikanter Effekt nicht mehr nachgewiesen werden kann

Population – eine Gruppe von Organismen derselben Art

Produktions- und Nutzungsfunktion – von Ökosystemen produzierte Ressourcen, die von Menschen geerntet oder abgebaut werden (z. B. Energieträger oder Biomasse) sowie das zur Verfügung stellen von Raum zur Besiedlung, für Ackerbau usw.

Redundanz – Vorhandensein von mehreren Arten, die dieselbe Funktion in einem Ökosystem erfüllen. Eine hohe Redundanz erhöht die Stabilität eines Ökosystems, da bei Ausfall einer Art die Funktion des Gesamtsystems erhalten werden kann.

Regulationsfunktion – Beiträge der Ökosysteme zur Erhaltung der allgemeinen Umweltqualität und zur Aufrechterhaltung aller anderen ökologischen Funktionen, z. B. durch die Regulierung des globalen Klima- und des Wasserhaushaltes.

Resilienz – die Fähigkeit eines Ökosystems Störungen zu tolerieren, sodass sich mittel- bis langfristig keine qualitativen Veränderungen zeigen. Kann auch mit „Elastizität ökologischer Systeme“ bezeichnet werden

Resistenz – Widerstandskraft einer Art gegen Störeinflüsse (im Fall von kontaminierten Standorten gegen chemische Stressfaktoren)

Response – die Reaktion eines Organismus auf einen ausgeübten chemischen Reiz (Schadstoff)

Rezeptor – ein Organismus, der mit einem Schadstoff interagiert

Risiko – Produkt aus Ausmaß und Eintrittswahrscheinlichkeit eines möglichen Schadens innerhalb eines bestimmten Zeitraums

Schaden – negative Veränderung eines Umweltzustands

- Schlüsselarten** – Arten, die innerhalb eines Ökosystems eine essenzielle Funktion erfüllen und ohne die dieses Ökosystem daher nicht funktionieren würde
- Secondary Poisoning** – Kontakt mit einem (oder Ingestion eines) kontaminierten Organismus
- Taxonomische Gruppen** – systematische Zuordnung von verwandten Organismen zu einer Gruppe (Bakterien, Pilze, vaskuläre Pflanzen, Wirbeltiere, etc.)
- Testbatterie** – die Zusammenstellung mehrerer Toxizitätstests (z. B. Bioassays), die zur Beurteilung einer Probe eingesetzt werden
- Test-Endpunkt** – die zu messende Größe in einem Toxizitätstest (z. B. Mortalität)
- Test-Medium** – verwendetes Umweltmedium für einen Toxizitätstest (z. B. Boden oder Wasser)
- Test-Organismus** – der für einen Toxizitätstest ausgewählte Organismus (z. B. Regenwurm)
- Tiered Approach** → Abgestufte Vorgangsweise zur Erkundung und Beurteilung
- Toxic Pressure** – der abgeschätzte ökologische Effekt aller Schadstoffe in einer kontaminierten Probe. Wird in den Niederlanden zur Ermittlung der „Dringlichkeit“ der Durchführung einer ökologischen Risikobeurteilung eingesetzt.
- Toxizitätstest** – umfasst → Ökotoxizitätstests sowie → Bioassays
- Triade** – Kombination dreier Beweislinien in der ökologischen Risikobeurteilung: Messung der chemischen Konzentration, Toxizitätstests sowie ökologischen Untersuchungen
- Trophische Ebenen** – fortschreitende Stufen der Nahrungskette
- Umweltdienstleistungen** → Ökosystem-Services
- Weight of Evidence** – Gewichtung der einzelnen Untersuchungsergebnisse innerhalb der Triade
- Zeigerarten** – Arten, die eine enge Bindung an bestimmte Umweltbedingungen aufweisen und somit als Anzeiger für bestimmte Bedingungen oder Veränderungen an einem Standort verwendet werden können

Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

Fax: +43-(0)1-313 04/5400

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at

Die Orientierung an ökologischen Gesichtspunkten stellt ein gesetzliches Ziel der Altlastensanierung in Österreich dar. Der vorliegende Report gibt einen Überblick zu ökologischen Prinzipien und deren Bedeutung für eine funktionierende Umwelt. Er beschreibt international angewandte Risikobewertungskonzepte und bringt Vorschläge zur Umsetzung ökologischer Risikobeurteilungen für kontaminierte Standorte. Neben grundlegenden ökologischen Prozessen werden auch die von Ökosystemen bereitgestellten Dienstleistungen für den Menschen dargestellt, da auch diese durch Schadstoffe beeinträchtigt oder geschädigt werden können.

Zur Messung der Störeinflüsse bei kontaminierten Standorten wird neben chemischen Analysen und Ökotoxizitätstests insbesondere auf den Einsatz von Bioassays (biologische Tests mit ausgewählten Organismen an Standortproben) eingegangen. Ihr Einsatz wird im Rahmen einer abgestuften Vorgehensweise zur ökologischen Risikobeurteilung in Österreich empfohlen.