




Signale aus der Natur

 20 Jahre biologische Umweltbeobachtung



Baden-Württemberg



Landesanstalt für Umweltschutz
Baden-Württemberg

Signale aus der Natur

 20 Jahre biologische Umweltbeobachtung

HERAUSGEBER	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) 76157 Karlsruhe, Postfach 21 07 52 www.lfu.baden-wuerttemberg.de
BEARBEITUNG	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Referat 23 - Biologische Umweltbeobachtung
REDAKTION	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Referat 23 - Biologische Umweltbeobachtung
BEZUG	Die Broschüre ist kostenlos erhältlich bei der Verlagsauslieferung der LfU JVA Mannheim - Druckerei Herzogenriedstraße 111, 68169 Mannheim Telefax 0621/398-370 bibliothek@lfuka.bwl.de Download ab 2009: www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de ID Umweltbeobachtung U92-M3-J05
ISBN	3-88251-296-2
STAND	Dezember 2005, pdf Juli 2009
DRUCK	Engelhardt & Bauer, 76131 Karlsruhe Gedruckt auf Recyclingpapier

Nachdruck - auch auszugsweise - ist nur mit Zustimmung des Herausgebers unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

ZUSAMMENFASSUNG	4
<hr/>	
1 SIGNALE AUS DER NATUR	
20 Jahre biologische Umweltbeobachtung	7
<hr/>	
2 WISSEN ÜBER DIE UMWELT - GRUNDLAGE FÜR DEREN SCHUTZ	
Botanische und zoologische Bestandserhebungen	11
<hr/>	
3 SCHWERMETALLE IN DER UMWELT	
Akkumulation und Wirkung	19
<hr/>	
4 ORGANISCHE SCHADSTOFFE	
Belastung von Vögelieiern und Kleinsäugetern	27
<hr/>	
5 LUFTREINHALTEMASSNAHMEN ERFOLGREICH	
Schadstoffanalysen und Biomonitoring ergänzen sich in ihrer Aussage	33
<hr/>	
6 SAURER REGEN	
Wirkungen auf Organismen, Wasser und Boden	43
<hr/>	
7 NEUE TECHNIK – NEUES MONITORINGPROGRAMM	
Kfz-Katalysatoren und gentechnisch veränderte Organismen	53
<hr/>	
8 KLIMAWANDEL	
Auswirkungen auf die belebte Umwelt	57
<hr/>	
LITERATUR	63
<hr/>	
ANHANG	68
<hr/>	

Zusammenfassung

Baden-Württemberg ist ein hoch industrialisiertes, intensiv genutztes und dicht besiedeltes Land. Zur Wahrung eines attraktiven Lebensumfeldes sowie zur Schaffung gesunder Arbeits- und Standortbedingungen ist es auf eine nachhaltige Entwicklung und die Reduzierung von Umweltbelastungen angewiesen.

Die Wirkungen von Umweltbelastungen sind vielfältig und medienübergreifend. Das Land Baden-Württemberg hat die Problematik bereits 1984 mit dem Aufbau und Betrieb eines landesweiten biologischen Messnetzes, dem „Ökologischen Wirkungskataster Baden-Württemberg“ (ÖKWI), aufgegriffen. Im ÖKWI werden Wirkungen von Umweltbelastungen mit Hilfe von Bioindikatoren (Pflanzen, Tiere) erfasst und bewertet. Damit wurden Zeitreihen zum Zustand des Naturhaushaltes sowie eine räumliche Differenzierung der Belastungssituation erarbeitet.

Ergebnisse des ÖKWI aus den zurückliegenden 20 Jahren werden hier vorgestellt. Durch Integration von Daten aus weiteren, sektoral orientierten Messnetzen kann eine umfassende Umweltbewertung abgeleitet und so die Fortentwicklung zur medienübergreifenden Umweltbeobachtung (MUB) aufgezeigt werden. Erfolge der Umweltpolitik und nach wie vor kritische Belastungen der Umwelt sind anhand der Ergebnisse der MUB eindeutig zu erkennen.

So ist Schwefeldioxid maßgeblich an der Entstehung des „Sauren Regens“ beteiligt. Der Rückgang der Schwefeldioxidemissionen zeigt sich in der Abnahme der Schwefelkonzentrationen im Wald und im Grünland, aber auch in der veränderten Artenzahl und im Artenspektrum der

epiphytischen Flechten- und Moosflora. Neben Amphibien und Fischen lassen auch andere Bioindikatoren (u.a. Kieselalgen, Wassermoose, wirbellose Wassertiere) eine Verbesserung der Versauerungssituation in Fließ- und Stehgewässern erkennen. Die exemplarisch ausgeführte medienübergreifende Auswertung zur Versauerungssituation im Nordschwarzwald belegt den Rückgang an versauernd wirkenden Luftschadstoffen und eine insgesamt positive Entwicklung im Oberflächengewässerbereich.

Stickstoffeinträge, hauptsächlich aus dem Kfz-Verkehr und aus landwirtschaftlichen Quellen, sind nach wie vor ein Belastungsfaktor für die Umwelt. Für Waldpflanzen kann auch 2004 ein Trend zu höheren Stickstoffgehalten festgestellt werden. Flechtenkartierungen ergaben eine Zunahme von Stickstoff toleranten und Stickstoff liebenden Flechtenarten.

Die Untersuchungen zur Ozonwirkung belegen, dass hohe Ozonbelastungen nicht nur auf den Menschen nachteilig wirken, sondern auch das Pflanzenwachstum negativ beeinflussen. Dies gilt insbesondere für sogenannte Reinluftgebiete wie den Schwarzwald.

Die Schwermetallbelastung ist in den letzten 20 Jahren landesweit erheblich zurück gegangen. Der Rückgang des Bleigehaltes in den Pflanzen der Dauerbeobachtungsflächen in Wald und Grünland sowie in Regenwürmern um z.T. 90 % des Ausgangswertes im Jahr 1985 ist beeindruckend. Mit der stufenweisen Einführung von bleifreiem Benzin seit Ende der 1970er Jahre reduzierten sich die Blei-Emissionen und -Immissionen landesweit deutlich.

Der Rückgang von Cadmium in der Umwelt wurde insbesondere durch die deutliche Verringerung der Emissionsbelastung aus Feuerungsanlagen, Kraft- und Heizwerken erreicht. Auch die mit Hilfe eines neuen ökotoxikologischen Bewertungsverfahrens erzielte Einordnung der Schwermetallbelastung im Oberboden der untersuchten Wald-Dauerbeobachtungsflächen ergab keine bis geringe Belastungen für die Metalle Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink.

Organohalogenverbindungen können die Umwelt schwer belasten und erhebliche Schäden hervorrufen. Mit Hilfe des Bioindikators „Wanderfalke“ ist es möglich an Hand sogenannter Resteier (Eier ohne Bruterfolg) diese Schadstoffe in der Umwelt nachzuweisen. Als Auswirkung von Verwendungsverboten und anderen Minderungsmaßnahmen haben die Konzentrationen der Stoffe DDT, DDE, Heptachlorepoxyd, Hexachlorbenzol, Hexachlorcyclohexan und PCB seit den 1980er Jahren merklich abgenommen. Eine Entwarnung kann noch nicht gegeben werden. Zum Teil lassen sich hohe Konzentrationen nachweisen und Vergleichswerte für Lebensmittel werden bis zu 1000fach überschritten. So wurden PCB als besonders kritische Schadstoffgruppe identifiziert, weil sie als einzige der untersuchten Schadstoffe die Wirkschwelle beim Bioindikator „Wanderfalke“ überschreiten.

Die Umweltbeobachtung trägt dazu bei die potentiellen Auswirkungen neuer Technologien auf die Umwelt, wie die Katalysatortechnik in Kraftfahrzeugen und die Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen in die Umwelt zu erfassen und zu bewerten.

Zur Immission und Wirkung von Platingruppenelementen aus Kfz-Abgaskatalysatoren wurden an den Autobahnen A5 und A8 Untersuchungen mit dem Bioindikator „Weidelgras“ durchgeführt. Die festgestellten Konzentrationen sind für den Menschen nicht gesundheitsgefährdend. Wegen der sensibilisierenden und katalytischen Wirkung des Platins und des Palladiums ist eine Beobachtung des weiteren zeitlichen Verlaufs der Edelmetallkonzentrationen in der Umwelt angezeigt.

Durch die Zulassung gentechnisch veränderter Pflanzen für den Anbau in der Landwirtschaft ist es notwendig geworden, gentechnisch veränderte Organismen (GVO) und deren Wirkung auf die Umwelt zu beobachten. Hierfür wird von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) ein Monitoringprogramm für gentechnisch veränderte Organismen aufgebaut.

Auswirkungen der Klimaveränderung auf die belebte Umwelt werden seit 1994 bearbeitet. Eine Verfrühung der Apfelblüte um bis zu 10 Tage, das Ausbreitungsverhalten von Wärme liebenden Pflanzen und Tieren, die Veränderung des Zugverhaltens von Vogelarten sowie andere beobachtete Phänomene bestätigen, dass der Klimawandel bereits stattfindet. Es ist davon auszugehen, dass sich der Klimawandel in den nächsten 20 Jahren verstärken und medienübergreifend auswirken wird. Der Klimawandel wird zukünftig ein Schwerpunkt der medienübergreifenden Umweltbeobachtung sein.

1 Signale aus der Natur

20 JAHRE BIOLOGISCHE UMWELTBEOBACHTUNG

Zu Beginn des 21. Jahrhunderts stellen die sich abzeichnenden Entwicklungen in unserer Umwelt - wie beispielsweise der Klimawandel - die Umweltpolitik vor neue Aufgaben und Herausforderungen. Die Ursachen hierfür stehen immer häufiger in einem globalen Zusammenhang. Die Nutzung und Belastung des Naturhaushaltes sowie die Endlichkeit vieler Ressourcen erfordern unter dem Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit einen sorgsameren Umgang mit der Umwelt und eine sorgfältige und vorausschauende Begleitung dieser Entwicklungen.

Die Umweltpolitik hat bisher mit erheblichen finanziellen Aufwendungen und Anstrengungen in vielen Bereichen große Erfolge erzielt. Dennoch sind in einigen Bereichen noch Defizite zu erkennen. Hierzu gehören z. B. Waldschäden, Rückgang der biologischen Vielfalt, nachteilige Landschaftsveränderungen sowie Boden- und Gewässerbelastungen mit organischen Schadstoffen wie u.a. chlorierte Pestizide, polychlorierte Biphenyle (PCB), Methyl-tertiär-Butylether (MTBE) sowie polybromierte Diphenylether (PBDE).

Die Wirkungen dieser Belastungen auf die Umwelt sind vielfältig. Eine Darstellung solcher komplexen Umweltveränderungen ist durch eine medienübergreifende Umweltbeobachtung (MUB) in Verbindung mit einer medien-spezifisch ausgerichteten Umweltüberwachung möglich. Durch die Verknüpfung von biologischen, chemisch-physikalischen und Meta-Daten (u.a. Aussagen zu Art, Umfang und Probennahmeintervall von Untersuchungsparametern) aus den einzelnen Messnetzen ergibt sich eine integrative, medienübergreifende Datenauswertung, die mit einem Zugewinn an Informationen und Aussagemöglichkeiten verbunden ist. Vorrangiges Ziel der MUB ist die kontinuierliche Erfassung der Entwicklung, Belastung und Veränderung der Umwelt als Ganzes.

Für Baden-Württemberg ist dieser Ansatz nicht neu. Seit 1984 werden im Rahmen des Ökologischen Wirkungskatasters (ÖKWI) Art und Ausmaß von Immissionswirkungen (hier Luftverunreinigungen) auf Ökosysteme untersucht und bewertet. Angestrebt wird eine landesweite, möglichst

flächendeckende Darstellung der Belastung von Ökosystemen. In den letzten Jahren wurde das Thema „Wirkungen von Klimaveränderungen auf die belebte Umwelt“ neu in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Im Rahmen der durchgeführten Erhebungen werden verschiedene pflanzliche und tierische Organismen in ihrer Funktion als Bioindikatoren u. a. auf Schadstoffgehalte, Schadsymptome, Klimawirkungen, Artenvielfalt und Populationsdynamik untersucht (Abb. 1). Begleitend werden auch chemisch-physikalische Daten in Boden, Wasser und Luft erhoben bzw. berücksichtigt.

Die Untersuchungen zum ÖKWI finden landesweit auf ausgewählten Dauerbeobachtungsflächen bzw. Dauerbeobachtungsstellen in Wald, Grünland und Fließgewässern statt (Abb. 2). Daneben erfolgen Erhebungen in Ballungsgebieten oder an ausgewählten Belastungsschwerpunkten. Die verschiedenen Dauerbeobachtungsstandorte werden in festgelegten Zeitintervallen untersucht [LfU 1995a]. Neuen Entwicklungen in der Umwelt wird durch Anpassung der Untersuchungsintervalle sowie der Messstandortdichte Rechnung getragen. Auf der Basis einer modernen Raumgliederung können die Untersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen in einem Intensiv- und einem Extensivprogramm durchgeführt werden, ohne nennenswerte Qualitätsdefizite in der Gesamtaussage hinnehmen zu müssen.

WEITERENTWICKLUNG DES ÖKOLOGISCHEN

WIRKUNGSKATASTERS

Im Laufe der Jahre unterlag das ÖKWI Veränderungen und Fortschreibungen. Ursprünglich in den 1980er Jahren im Zusammenhang mit Themen wie Waldsterben, Saurer Regen und Bodenversauerung ins Leben gerufen, lag der Schwerpunkt der Arbeiten in den ersten Jahren auf der Ermittlung und Bewertung der Wirkungen von anorganischen Schadstoffen auf Ökosysteme wie beispielsweise Schwefeldioxid, Stickoxiden und Schwermetallen. In den Folgejahren wurde das Untersuchungsprogramm auf umweltrelevante organische Schadstoffe, z.B. auf die für Mensch und Tier gesundheitsschädlichen Organohalogenverbindungen, ausgedehnt und ökotoxikologische Bewertungen nahmen immer größeren Raum ein.



Bioindikation in Baden-Württemberg erfasst und bewertet:

- 1 Zustand, Nähr- und Schadstoffgehalte von Waldbäumen (Buche, Tanne, Fichte)
- 2 Nähr- und Schadstoffgehalte von Klon-Fichten-, Gras- und Grünkohlexponaten
- 3 Flechtenvorkommen zur Beschreibung der Luftqualität
- 4 Schadstoffgehalte von Vogeleiern
- 5 Auswirkungen der Versauerung auf Amphibien und deren Laichgewässer
- 6 Bestände und Schadstoffgehalte von Bachforellen im Hinblick auf Gewässerversauerung
- 7 Artenspektren und Zustand wirbelloser Wassertiere (inkl. Biotests)
- 8 Artenspektren und Schadstoffgehalte von Moosen
- 9 Pflanzengesellschaften zur Beschreibung von Wald- und Grünlandstandorten
- 10 Schadstoffgehalte bei Kleinsäugetern
- 11 Artenspektren bzw. Schadstoffgehalte von Schnecken und Käfern
- 12 Artenspektren bzw. Schadstoffgehalte von Bodenlebewesen (Regenwürmer, Springschwänze)

Abb. 1: Bioindikation im Rahmen des Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg. Die Erhebungen zu 1, 3 - 9 und 12 werden in regelmäßigen Abständen vorgenommen. Untersuchungen zu 2 (Klon-Fichten, in 2000 eingestellt) und 11 (nur sporadisch durchgeführt) werden im vorliegenden Bericht nicht weiter behandelt

Zukünftig soll die Verknüpfung von biologischen, chemisch-physikalischen und Meta-Daten aus verschiedenen, sektoralen Messnetzen noch stärker berücksichtigt werden, um eine integrative, medienübergreifende Datenauswertung zu gewährleisten. Hierzu stellt das ÖKWI als Ausgangspunkt und Keimzelle eines medienübergreifenden Umweltmonitorings in Baden-Württemberg einen tragenden Baustein beim Aufbau der MUB dar [GEBHARDT et al. 2003]. Die MUB widmet sich aktuell drei Schwerpunktthemen:

- den Wirkungen von Klimaveränderungen
- der Anreicherung und Wirkung chemischer Stoffe in der Umwelt
- den Auswirkungen neuer Technologien

Zur Umsetzung der MUB werden verschiedene Instrumente u. a. die ökologische Raumgliederung genutzt.

DIE ÖKOLOGISCHE RAUMGLIEDERUNG

Mit Aufnahme der Untersuchungen zum Ökologischen Wirkungskataster im Jahre 1984 wurden landesweit möglichst repräsentative Dauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg eingerichtet. Als Orientierung für die Berücksichtigung der Landschaftsausprägung diente die naturräumliche Gliederung nach MEYNEN & SCHMID-HÜSEN [1962]. Auf 51 der wichtigsten naturräumlichen Haupteinheiten dieser Raumgliederung wurde mindestens eine Dauerbeobachtungsfläche eingerichtet. Ausgehend von der Annahme, dass die Beobachtungsfläche repräsentativ für die Raumeinheit ist, d.h. innerhalb der Raumeinheit weitgehend homogene Bedingungen hinsichtlich der naturräumlichen Eigenschaften herrschen, bestand die Möglichkeit einer Extrapolation der punktuell gewonnenen Untersuchungsergebnisse auf die gesamte Fläche der Raumeinheit.

Im Jahre 2002 wurde in einem Pilotvorhaben ein Konzept zur medienübergreifenden Umweltbeobachtung erarbeitet [SCHRÖDER et al. 2002]. Auch dieses Konzept basiert auf einer Raumgliederung auf ökologischer Grundlage. Für die neue ökologische Raumgliederung Baden-Württembergs wurde ein Verfahren angewendet, das zur bundesweiten ökologischen Raumgliederung methodisch kompatibel ist [SCHRÖDER et al. 2001]. Dieses Verfahren verwendet objektive Kriterien für eine Gliederung der Landschaft (Baden-Württemberg) in Teilräume, die hinsichtlich ihrer

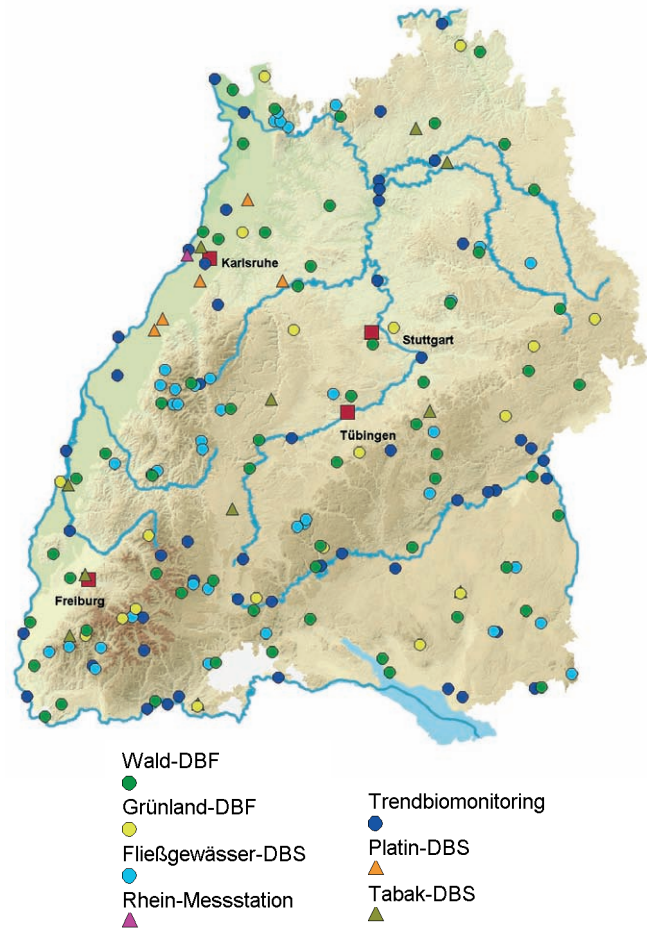


Abb. 2: Messnetze des Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg (siehe Anhang). DBS = Dauerbeobachtungsstellen, DBF = Dauerbeobachtungsflächen

ökologischen Merkmale homogen sind und damit Rückschlüsse auf den Stoffhaushalt des betrachteten Raumschnittes gestatten. Eingangsdaten für die Raumgliederung sind die potenziell natürliche Vegetation, die Höhe m ü. NN, die klimatischen Parameter Lufttemperatur, Niederschlag, Verdunstung und Globalstrahlung sowie die Bodenart und -gründigkeit. Als Ergebnis entstand eine statistisch nachvollziehbare, bearbeiterunabhängige landschaftsökologische Klassifikation von Baden-Württemberg (Abb. 3).

Die Ökologische Raumgliederung wird im vorliegenden Bericht erstmals bei der Darstellung der Untersuchungsergebnisse zu „Organischen Schadstoffen“ (Kap. 4) sowie beim Themenbereich „Saurer Regen“ (Kap. 6) exemplarisch angewendet.

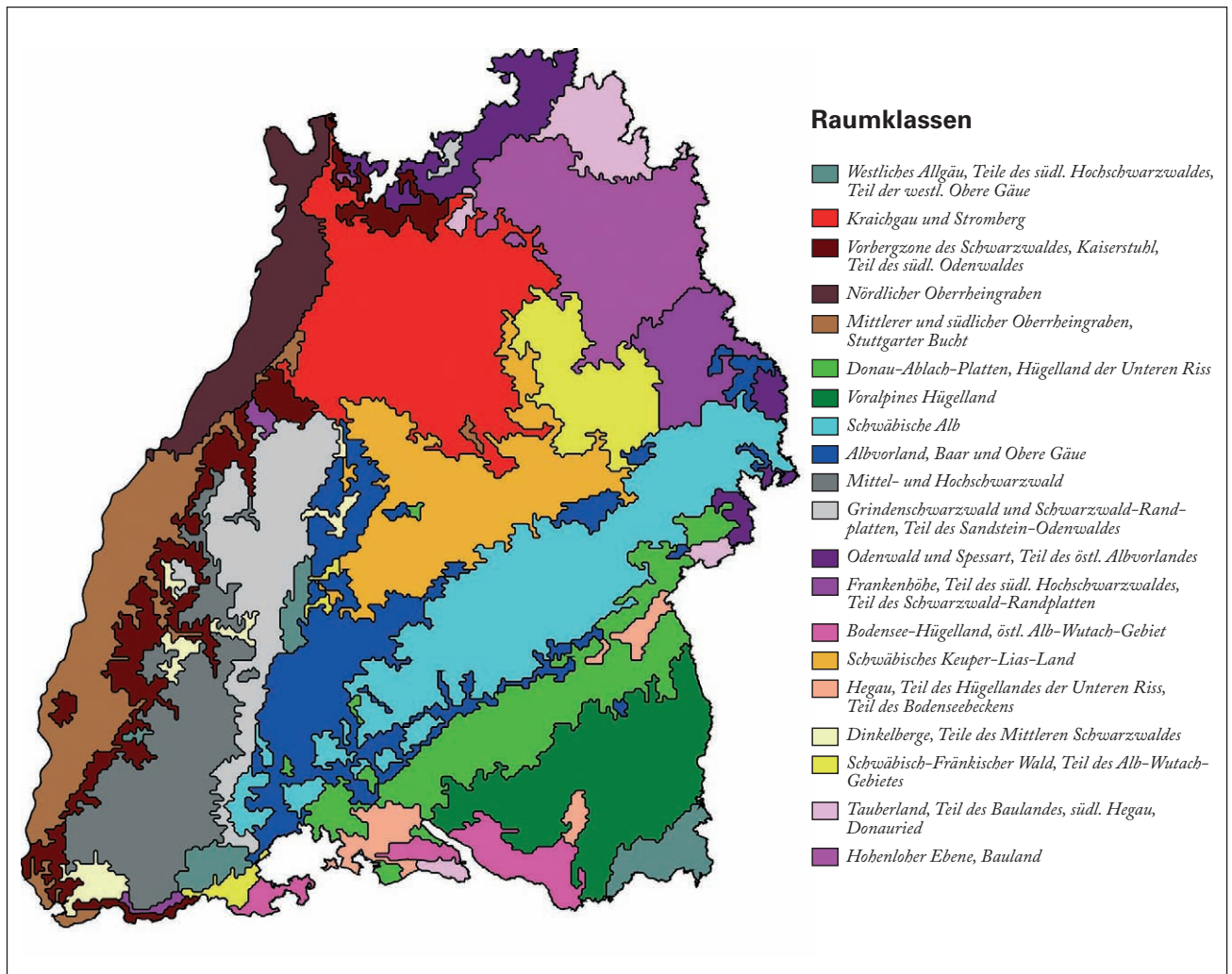


Abb. 3: Ökologische Raumgliederung von Baden-Württemberg.

AUSBLICK

Aufbauend auf den bisherigen Arbeiten müssen die Verfahren und Methoden zur medienübergreifenden Interpretation von Messdaten fortentwickelt werden. Ein weiterer Bearbeitungsschwerpunkt beinhaltet die räumlich und zeitlich differenzierte Darstellung von Untersuchungsergebnissen unter Nutzung von geografischen Informationssystemen (GIS).

In den folgenden Kapiteln werden Ergebnisse des Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg aus den zurück liegenden 20 Jahren vorgestellt. Am Beispiel „Saurer Regen“ (Kap. 6) wird exemplarisch der medienübergreifende Ansatz im Sinne der MUB ausgeführt.

2 Wissen über die Umwelt – Grundlage für deren Schutz

BOTANISCHE UND ZOOLOGISCHE BESTANDSERHEBUNGEN

Ökosysteme stellen vernetzte Systeme dar, deren Kompartimente innerhalb der belebten und unbelebten Umwelt in einem Gleichgewicht stehen. Natürliche und anthropogene Einflüsse wirken sich auf Ökosysteme aus und können den bestehenden Gleichgewichtszustand verändern. Einerseits haben sich Organismen an die natürlichen Stressfaktoren in Ökosystemen angepasst. Andererseits können anthropogene Belastungen wie Lebensraumzerstörung und Schadstoffeinträge ab einem bestimmten Grad zu irreversiblen Schäden an Tier- und Pflanzengesellschaften und dadurch zu einer schweren Beeinträchtigung von Ökosystemen führen. Dies kann zur Folge haben, dass das menschliche Lebensumfeld in seiner Qualität nachteilig betroffen wird. Solche Entwicklungen müssen frühzeitig über Monitoring-Programme erkannt, notwendige Gegenmaßnahmen eingeleitet und Umweltschäden verhindert werden. Von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg wird u. a. die Entwicklung der Biodiversität über die Erfassung von Artenspektren, der Zustand von Populationen sowie das Vorkommen oder Fehlen bestimmter Pflanzen- und Tiergruppen untersucht.

VEGETATIONSENTWICKLUNG IN WÄLDERN (KRAUTSCHICHT)

Seit 1985 sind vegetationskundliche Untersuchungen die Grundlage für die Erfassung von langfristigen Veränderungen in der Baumschicht (Kap. 5) sowie in der Krautschicht (Waldbodenvegetation) der Wald-Dauerbeobachtungsflächen. In der Waldbodenvegetation wurden neben der Vegetationsentwicklung auch die Vitalität und Phänologie erfasst [LfU 1994]. Beeinflussende Faktoren sind neben natürlicherweise vorkommenden Populationschwankungen auch immissionsökologische Ursachen oder Klimaveränderungen.

Die Stürme „Wiebke“ 1992 und „Lothar“ 1999 bewirkten bei einigen der 60 Wald-Dauerbeobachtungsflächen erhebliche Veränderungen. Sturmwurf in den Wald-Dauerbeobachtungsflächen und in direkt angrenzenden Waldgebieten führte zu einer Zunahme des Lichteinfalls und auf einem Teil der Flächen zu einer verstärkt aufkommenden Strauchschicht. Die Beurteilung der immissionsbedingten

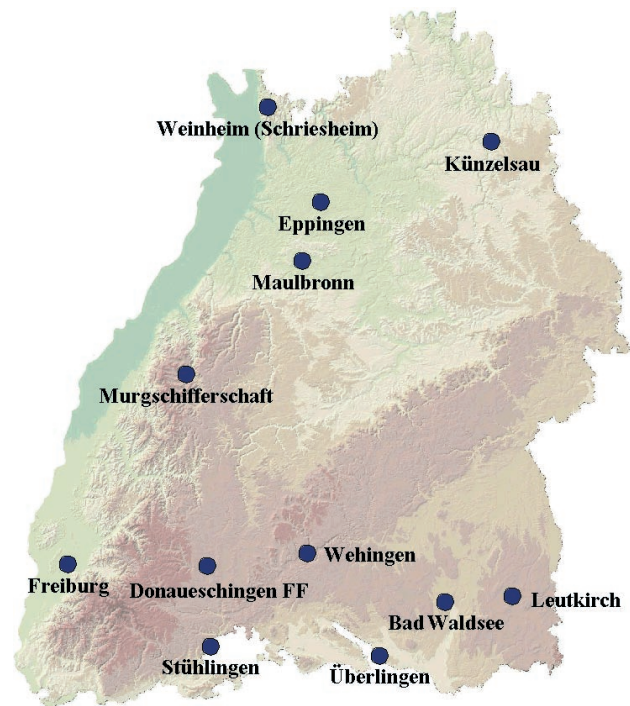


Abb. 4: Standorte der im Jahr 2004 untersuchten Wald-Dauerbeobachtungsflächen

Veränderungen in der Krautschicht wird hierdurch erschwert. Für die Erhebungen im Jahr 2004 wurden deshalb 12 besonders geeignete Wald-Dauerbeobachtungsflächen ausgesucht (Abb. 4), um den Einfluss stark veränderter Lichtverhältnisse auf die Entwicklung der Krautschicht ausschließen zu können.

Für diese 12 Wald-Dauerbeobachtungsflächen wird auszugswise ein Überblick über die Ergebnisse gegeben.

ZEIGERWERTE NACH ELLENBERG

Die Auswertung des Vorkommens von Arten mit Zeigerwerten [ELLENBERG et al. 1992] und des Deckungsgrades können erste Hinweise auf umweltbedingte Veränderungen der Standortfaktoren geben. So wäre z. B. bei Eutrophierung eine Zunahme des Zeigerwertes Stickstoffzahl zu erwarten. Die Zeigerwerte nach Ellenberg wurden für die Standortfaktoren Licht, Stickstoff (Kap. 5) und Temperatur berechnet. Anhand der Zeigerwerte lassen sich die im Jahr 2004 untersuchten 12 Wald-Dauerbeobachtungsflächen deutlich unterscheiden.

LICHTZAHL

Die Lichtzahl beschreibt die vorherrschenden Lichtverhältnisse zum Zeitpunkt der vollen Belaubung auf einer Skala von 1 (Tiefschattenpflanze) bis 9 (Volllichtpflanze). Die Amplitude der Lichtzahl der 12 untersuchten Wald-Dauerbeobachtungsflächen reicht von 2,5 für die Wald-Dauerbeobachtungsfläche 1280-Maulbronn bis 5,0 für die Wald-Dauerbeobachtungsfläche 1370-Murgschifferschaft (siehe Anhang). Schattenpflanzen werden bei Ellenberg mit dem Zeigerwert 3 eingestuft und Halbschattenpflanzen mit 5. Die Spanne der Zeigerwerte entspricht den Erwartungen für die in Bezug auf das Lichtklima unveränderten Wald-Dauerbeobachtungsflächen [THOMAS 2005].

TEMPERATURZAHL

Die Temperaturzahl einer Pflanzenart beschreibt vor allem das Ausbreitungsschergewicht auf einer Skala von 1 (alpin bis nival) bis 9 (an wärmsten Plätzen). Die mit 1 - 3 bewerteten Pflanzenarten sind kältehart aber nicht unbedingt Kälte liebend. Die Spanne der Temperaturzahl (Mittelwert) für die 12 untersuchten Wald-Dauerbeobachtungsflächen reichte von 3,9 auf der Untersuchungsfläche 1370-Murgschifferschaft bis 5,9 am Standort 1280-Maulbronn [THOMAS 2005]. Die Schwankungen der Temperaturzahl sind vergleichsweise minimal (meist unter 0,2 Einheiten). Eine Zunahme Wärme liebender Pflanzenarten im Wald aufgrund des sich abzeichnenden Klimawandels ist bislang auf breiter Basis noch nicht erkennbar. Für einen bereits stattfindenden Klimawandel auch im Wald sprechen jedoch Einzelbefunde. Im Untersuchungszeitraum 1985 - 1997 nahm der Deckungsgrad von Efeu (*Hedera helix*) - einer Zeigerart für wintermildes Klima - auf 20 Wald-Dauerbeobachtungsflächen von 1,4 % auf 4,2 % im Mittel zu (Kap. 8).

SUKZESSIONSUNTERSUCHUNGEN -

DECKUNGSÄNDERUNG AUSGEWÄHLTER ARTEN

Auf den Wald-Dauerbeobachtungsflächen waren Keimlinge und Jungpflanzen von Buche (*Fagus sylvatica*), Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) und Esche (*Fraxinus excelsior*) in nennenswerter Menge vertreten. In den letzten Jahren waren auf den 12 ausgewählten Wald-Dauerbeobachtungsflächen nur dort auffällige Zunahmen von Buche und Bergahorn zu beobachten, wo durch benachbarte Sturmwürfe Randlicht eindrang. In den geschlossenen Altholzbeständen hingegen wurden die Kronenlücken, die durch absterbende Bäume entstanden, meistens schnell von benachbarten Bäumen geschlossen, so dass im Unterwuchs keine nennenswerte Verbuschung auftrat.

Beim Waldmeister (*Galium odoratum*) zeichneten sich in einzelnen Wald-Dauerbeobachtungsflächen zwar deutliche Abnahmen im Bestand ab. Da aber in anderen Wald-Dauerbeobachtungsflächen nur Schwankungen zu beobachten waren, ist diese Entwicklungstendenz nicht statistisch abzusichern. Die Veränderungen bei Flattergras (*Milium effusum*), Waldsauerklee (*Oxalis acetosella*), Kriechender Rose (*Rosa arvensis*) und Waldveilchen (*Viola reichenbachiana*) lassen nur wenige landesweit parallel verlaufende Entwicklungen erkennen. Lediglich beim Waldsauerklee ist der Deckungswert von 2004 überall auffällig gering, zurückzuführen auf die extreme Trockenheit zum Zeitpunkt der Sommeraufnahme [THOMAS 2005].

VITALITÄT

Mit Hilfe der Vitalitätsbonitur der Krautschicht wird geprüft, ob bei den Pflanzen der Krautschicht ungewöhnliche Schädigungen auftreten, die möglicherweise auf Umweltveränderungen zurück zu führen sind. Erfasst wurden Wildverbiss, Fraß- und Saugschäden durch Insekten, Blattverfärbungen, Pilzbefall, Seneszenz (Alterung), Welke, Trocknis und Frostschäden auf einer Schadstufenskala 1 - 5 [LfU 1994]. Die Bonitur im Jahre 2004 wies ein bislang kaum aufgetretenes Phänomen auf. Aufgrund der Trockenheit zeigten viele Pflanzen extremen kümmerlichen Wuchs, aber keine spezifischen Schädigungen, insbesondere keine Welke- oder Trockenheits-Schäden an den Blättern.

Das Ausmaß an Schädigungen 2004 war mit den Werten von 1997 vergleichbar und damit nur halb so groß wie im Sommer 1995. Von den rund 100 im Jahr 2004 bonitierten Arten wurden an 20 Arten Schädigungen festgestellt, ähnlich wie im Jahr 1997, während 1995 mit 28 Arten ein deutlich höherer Anteil geschädigt war. Unter den geschädigten Arten war der Anteil an Gehölzen überdurchschnittlich hoch, welche auch die meisten Schäden durch Wildverbiss aufwiesen. Beim Vergleich der Sommerwerte 1995 mit den Werten von 1997 und 2004 fällt auf, dass 1995 die Buche und der Bergahorn die meisten Schäden aufwiesen, diese aber 2004 keine auffälligen Blattschäden in der Krautschicht zeigten. Insgesamt ist eine eindeutige zu- oder abnehmende Tendenz der Vitalität der Pflanzen in der Krautschicht auf keiner der Wald-Dauerbeobachtungsflächen zu erkennen [THOMAS 2005].

VEGETATIONSENTWICKLUNG IM GRÜNLAND

Basis der Untersuchungen auf den Grünland-Dauerbeobachtungsflächen (Abb. 5) sind wie im Wald vegetationskundliche Aufnahmen. Ziel ist die Erkennung langfristiger Veränderungen der Vegetationsdecke (Sukzessionen). Neben der Erfassung klima- und immissionsbedingter Veränderungen in der Grünlandvegetation ist die Abschätzung der Folgen der Ausbringung gentechnisch veränderter Nutzpflanzen ein zusätzlicher, wichtiger Arbeitsschwerpunkt (Kap. 7).

Seit 1988 erfolgten auf den Grünland-Dauerbeobachtungsflächen Vegetationsaufnahmen [LfU 1995]. Für alle Arten der Kraut- und Moosschicht wurden die Deckungsanteile sowie die Phänologie und die Vitalität der Blütenpflanzen erfasst. Bei den häufigsten Arten fand die Ermittlung der Zeigerwerte [ELLENBERG et al. 1992] statt.

VITALITÄT

Im Sommer 2003 war die Vitalität von 22 Pflanzenarten auf 5 Grünland-Dauerbeobachtungsflächen deutlich reduziert. Ursache für die Abnahme der Vitalität war die lange und heiße Trockenperiode von Mai bis September. Ab Ende Juni konnte - mit Ausnahme höherer Schwarzwaldlagen - auf den meisten Flächen ein rasches Ausreifen des Wiesenbestands festgestellt werden.

VEGETATIONSENTWICKLUNG

Im Zeitraum von 1988 - 2003/2004 wurden auf 4 Grünland-Dauerbeobachtungsflächen erhebliche, auf 9 Dauerbeobachtungsflächen mäßige und auf 5 Dauerbeobachtungsflächen geringe Änderungen der Vegetation ermittelt. Zum Beispiel prägte bis 1999 die rückläufige Entwicklung des Süßgrases Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*) auf 7 der 18 Grünland-Dauerbeobachtungsflächen den Bestand. Im Jahr 2003 hatte sich auf 3 Dauerbeobachtungsflächen der Trend leicht umgekehrt. Die Abnahme von *Brachypodium pinnatum* ist dort erklärbar, wo vor 15 Jahren die Dauerbeobachtungsflächen brach lagen und heute eine Pflegemahd stattfindet. Beim Süßgras Aufrechte Trespe (*Bromus erectus*) wurde 2003 auf einer Dauerbeobachtungsfläche eine Zunahme beobachtet. Neben der Nutzung sind Witterungseinflüsse zu berücksichtigen. 2003 hat das trockenheiße Spätfrühjahr *Brachypodium pinnatum* im Wachstum gefördert. Ebenso witterungsbedingt kam es im gleichen Jahr zur Verringerung der Deckung der Moosschicht.



Abb. 5: Grünland-Dauerbeobachtungsfläche Irndorfer Hardt

BODENTIERE

Neben der Flora wurde auch die Bodenfauna der Wald-Dauerbeobachtungsflächen seit 1986 untersucht. Die Fauna der Böden setzt sich aus einer Vielzahl an Tierarten zusammen. Eine der arten- und auch individuenreichsten Bodentiergruppen sind die Springschwänze bzw. Collembolen (Collembola). Als saprophage Tiere fressen sie abgestorbene organische Bestandteile im Boden wie herabgefallene Blätter und Nadeln, abgestorbene Wurzeln und haben eine wichtige Bedeutung für die Humusbildung, den Humusumsatz und den Nährstoffkreislauf eines Ökosystems.

Die Collembolen eignen sich gut als Reaktionsindikatoren, weil sie als artenreiche Tiergruppe mit hoher Vermehrungsrate alle ökologischen Nischen des Bodens besetzen. Es sind ortstreue Tiere, deren Vorkommen und Individuendichte von bestimmten Umweltgegebenheiten beeinflusst wird. Von Bedeutung sind hierbei u.a. Bodenfeuchte, Luftfeuchtigkeit, Temperatur sowie die Qualität und Quantität des organischen Materials als Ernährungsgrundlage.

Auch auf anthropogene Störungen des Lebensraums reagieren Collembolen. Durch Deposition von Luftschadstoffen waren die Wälder Europas in den letzten Jahrzehnten erheblich belastet. So führte der Eintrag von versauernd wirkenden Schadstoffen in Regionen mit basenarmen Böden und Ausgangsgestein häufig zu einer Versauerung der Böden. Dabei kam es auch zu einer Freisetzung von Schwermetallen und Aluminium. Collembolen reagieren auf solche Belastungen durch Veränderung der Zusam-

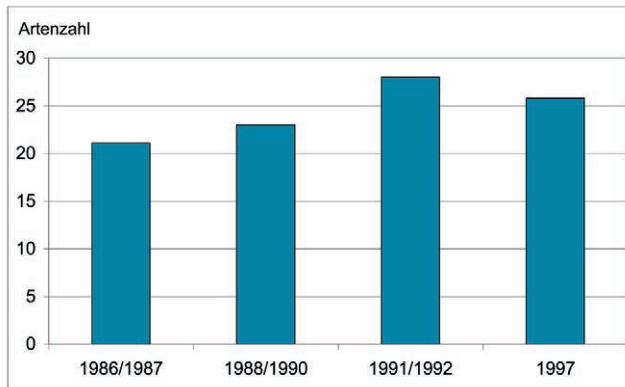


Abb. 6: Mittlere Artenzahl der Collembolen der 60 Wald-Dauerbeobachtungsflächen.

mensetzung der Lebensgemeinschaften (Rückgang der Individuendichte, Artenverluste, Änderung der Dominanzstruktur). Deshalb werden Collembolen untersucht, um die Wirkungen von Luftschadstoffen auf Bodenlebensgemeinschaften ermitteln zu können [LfU 1987a, LfU 1988].

Die Zahl der über den gesamten Untersuchungszeitraum gefundenen Arten variiert in den Waldböden standortbedingt erheblich. Auf den Wald-Dauerbeobachtungsflächen wurden minimal 30 Arten (1230-Schwäbisch Hall; Bodentyp: sehr saure Podsol-Braunerde) und maximal 62 Arten (1380/1381-Ottenhöfen; Bodentyp: sehr saure Podsol-Braunerde) nachgewiesen. Die Abbildung 6 zeigt, dass die Artenzahl pro Untersuchungszeitraum, gemittelt über alle 60 Wald-Dauerbeobachtungsflächen (siehe Anhang) von 1986/87 bis 1997 um rund ein Viertel zugenommen hat.

Die Individuendichten (Anzahl Tiere pro Quadratmeter) erhöhten sich im Laufe der Untersuchungszeiträume noch deutlicher als die Artenzahl. Sie nahm von durchschnittlich 8.661 Individuen/m² im Untersuchungsjahr 1986/87 auf 27.571 Individuen/m² im Jahr 1997 zu. Bereits ab Ende der

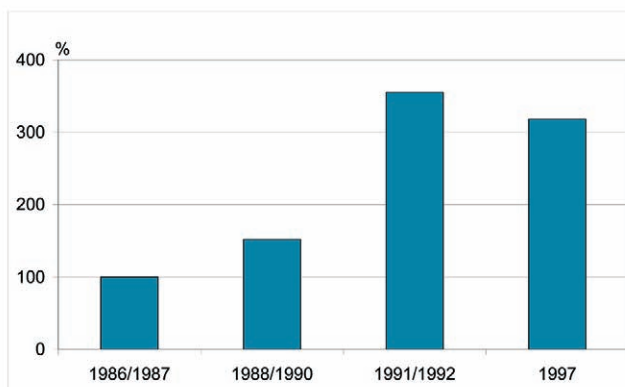


Abb. 7: Veränderung der mittleren Individuendichten der Collembolenpopulationen auf 60 Wald-Dauerbeobachtungsflächen.

1980er Jahre wurde eine Zunahme der Collembolen in Böden festgestellt, wobei die mittlere Individuendichte 1997 dreimal so hoch war wie im Ausgangsuntersuchungsjahr 1986/1987 (Abb. 7).

Ein Anstieg der Individuendichte konnte jedoch nicht über den gesamten Untersuchungszeitraum kontinuierlich beobachtet werden. So spielen neben der Abnahme der Immissionen vor allem Witterungseinflüsse eine wichtige Rolle. Zudem verlief die Entwicklung nicht auf allen Wald-Dauerbeobachtungsflächen gleichförmig. Überdurchschnittlich starke Anstiege bei den Individuendichten und bei der Artenzahl wurden gehäuft an den Mittelgebirgs-Dauerbeobachtungsflächen des Schwarzwaldes und des Odenwaldes ermittelt. Nur an 2 der 60 Wald-Dauerbeobachtungsflächen lagen die Individuendichten 1997 niedriger als 1986/87.

Diese Befunde stimmen gut mit den Ergebnissen von STIERHOF [2003] überein. Für die Wald-Dauerbeobachtungsflächen des ÖKWI konnte er einen Anstieg der Individuendichten ermitteln, der mit der Höhe ü. NN korreliert ist. Es ergaben sich für das Bergland (submontan/montan bis hochmontan) höhere Individuendichten als für tiefere Lagen. Dies ist in Verbindung mit den Lebensraumansprüchen der Collembolen zu sehen.

Bei der statistischen Auswertung der Beziehung zwischen Collembolenarten und Schwermetallen im Boden [GEFU 1999] zeigten sich bei 23 Arten Beeinträchtigungen der Überlebens- und Vermehrungsraten durch die Schwermetalle Blei (Collembolenfamilien: Onychiuridae, Entomobryidae, Sminthuridae), Cadmium (Poduridae, Entomobryidae), Kupfer (Poduridae) und Zink (Poduridae, Entomobryidae) sowie durch das Metall Aluminium (Poduridae, Entomobryidae, Sminthuridae). Die Ausführungen von JOOSE & VERHOEF [1983], BENGTSOEN & RUNDGREN [1988] und SJÖGREN [1997] bestätigen diese Befunde.

Collembolen reagieren auch auf verstärkte Immissionsbelastungen durch Schwefeldioxid. Ursache hierfür sind einerseits direkte Schädigungen der Tiere und andererseits eine negative Beeinflussung der Nahrungsressourcen. Auf einigen Wald-Dauerbeobachtungsflächen wurde eine solche Beeinträchtigung von Collembolen anhand der signifikant negativen Korrelation von Schwefel mit den Artenzahlen der Isometidae nachgewiesen [GEFU 1999].

Die Toleranz der verschiedenen Arten gegenüber Säuren (Acidophilie) ist sehr unterschiedlich. Bestimmte Arten ertragen selbst sehr niedrige pH-Werte und zusätzliche Säureeinträge. Landesweit betrachtet sind diese acidophilen Arten mit selten mehr als 2 % auf den Wald-Dauerbeobachtungsflächen vertreten. In den versauerungsgefährdeten Gebieten von Odenwald und Schwarzwald und in bestimmten Bereichen des Keuperberglandes liegt ihr Anteil bei 10 bis über 40 % [STIERHOF 2004]. In den 1990er Jahren ist der Anteil an acidophilen Arten auf den Wald-Dauerbeobachtungsflächen des Odenwaldes und im nördlichen Oberrheingraben stark zurückgegangen – ein Indiz für abnehmende Säurebelastung. Diese Entwicklung steht in einem engen Zusammenhang mit dem starken Rückgang der Schwefeldioxid-Deposition in den vergangenen Jahrzehnten, eingeleitet durch Maßnahmen zur Luftreinhaltung. Dadurch konnten beispielsweise die ehemals hohen Luftbelastungen für den Odenwald durch die westwärts gelegene Industrieregion im Rhein-Neckar-Raum stark reduziert werden.

Diese bei den Collembolen erzielten Ergebnisse werden auch durch andere Bioindikatoren bestätigt. So belegen Flechten und Moose eine Verbesserung der lufthygienischen Gegebenheiten und einen Rückgang der Deposition von versauernd wirkenden Luftschadstoffen an (Kap. 5).

Für den Schwarzwald, der insbesondere im Norden durch basenarme, versauerungsempfindliche Böden und Gesteine charakterisiert ist, sind die inzwischen reduzierten Einträge an Säurebildnern immer noch zu hoch, um die Bodenversauerung merkbar abzuschwächen. Aus diesem Grund werden die Collembolengemeinschaften dort noch weitgehend durch acidophile Arten geprägt. So blieb im Schwarzwald der Anteil der acidophilen Arten konstant oder stieg sogar noch an.

Ähnlich verhält sich die Situation im Osten Baden-Württembergs. So hat der Anteil acidophiler Collembolenarten beispielsweise auf den Wald-Dauerbeobachtungsflächen 1080-Ulm und 1090-Wain ebenfalls zugenommen, wenn auch auf deutlich niedrigerem Niveau als im Schwarzwald. Diese Wald-Dauerbeobachtungsflächen sind durch saure Böden (1080-Ulm: podsolige Pseudogley-Braunerde, 1090-Wain: Pseudogley-Braunerde) charakterisiert. Letztendlich stehen auch die hier anzutreffenden Waldgesellschaften für stark saure (1080-Ulm: Luzulo-Fagetum) bis leicht saure Lebensraumgegebenheiten (1090 Wain: Galio-Fagetum).

TRENDBIOMONITORING DES MAKROZOOBENTHOS IN FLIESSGEWÄSSERN

Seit den drastischen Auswirkungen des Sandoz-Unfalls im November 1986 auf die Lebewesen des Rheins [LfU 1987b, MARTEN 1990] wird auf Beschluss der Umweltminister der Rheinanliegerstaaten eine intensive biologische Überwachung des Rheins durchgeführt. Die Ergebnisse zeigten bald eine deutliche Beeinflussung der ursprünglichen Lebensgemeinschaft nicht nur durch stoffliche Belastungen. Flussbauliche Veränderungen wie z.B. die Verbindung zweier großer Flusssysteme über den Rhein-Main-Donau-Kanal führten zu einer steten Einwanderung und Verschleppung von Tierarten mit der Folge der Verdrängung der einheimischen Fauna.

1995 wurde die Überwachung der Fließgewässer-Lebensgemeinschaft (Biozönose), Teilbereich Makrozoobenthos, auf weitere, landesweit bedeutsame Gewässer mit dem Messprogramm Trendbiomonitoring gemäß dem „Vorgehenskonzept zur Überwachung der Fließgewässerbeschaffenheit in Baden-Württemberg“ ausgedehnt. Damit sollen biozönotische Änderungen aufgrund überregionaler Einflüsse wie atmosphärischer eingetragener Nähr- und Schadstoffe, Klimaveränderungen etc. in weiteren größeren aber auch in kleineren Gewässern, auch hinsichtlich des Eindringens und weiteren Verschleppens fremder Tierarten (Neozoa) aus dem Rhein überwacht werden.

Zur ökologischen Wirkungskontrolle dieser überregionalen Einflüsse wird mit regelmäßigen biozönotischen Untersuchungen das Makrozoobenthos jahreszeitenscharf überwacht. Es wurden 100 Untersuchungsstellen (Abb. 8) ausgewählt: 20 Untersuchungsstellen an den drei Hauptströmen Rhein, Neckar und Donau, 80 an deren bedeutendsten Nebenflüssen. Von letzteren liegen 40 Untersuchungsstellen im Mündungsbereich der Nebenflüsse, 40 Stellen zumeist an deren Oberläufen. Nach den ersten Erfahrungen wurde 1998 die Anzahl der Probestellen von 100 auf 50 Dauerbeobachtungsstellen reduziert. Hinsichtlich der Beschreibung der Untersuchungsstellen, der Beprobungsmethode und -zyklus wird auf MARTEN [1994] und MARTEN et al. [1999] verwiesen.

AKTUELLER FAUNENBESTAND

Im Zuge der regional breit gestreuten Untersuchungen konnten bisher insgesamt 649 Arten des Makrozoobenthos festgestellt werden (Tabelle 1). Die artenreichsten Grup-

Tab. 1: Artenzahlen des Makrozoobenthos in Fließgewässern Baden-Württembergs anhand der Bestandserhebungen 1995 – 2002.
* unvollständig, d. h. nur Gütezeiger von diesen Gruppen untersucht.

Taxonomische Gruppe	Artenzahl
Porifera (Schwämme)	5
Turbellaria (Strudelwürmer)	9
Nematomorpha (Saitenwürmer)	1
Mollusca (Weichtiere)	51
Polychaeta (Vielborster)	1
Oligochaeta (Wenigborster)*	9
Hirudinea (Egel)	19
Crustacea (Krebstiere)	20
Ephemeroptera (Eintagsfliegen)	73
Plecoptera (Steinfliegen)	50

Taxonomische Gruppe	Artenzahl
Odonata (Libellen)	18
Hymenoptera (Hautflügler)	1
Coleoptera (Käfer)	77
Heteroptera (Wanzen)	24
Neuroptera (Netzflügler)	7
Trichoptera (Köcherfliegen)	144
Lepidoptera (Schmetterlinge)	2
Diptera (Zweiflügler)*	132
Bryozoa (Moostierchen)	6
Gesamtartenzahl	649

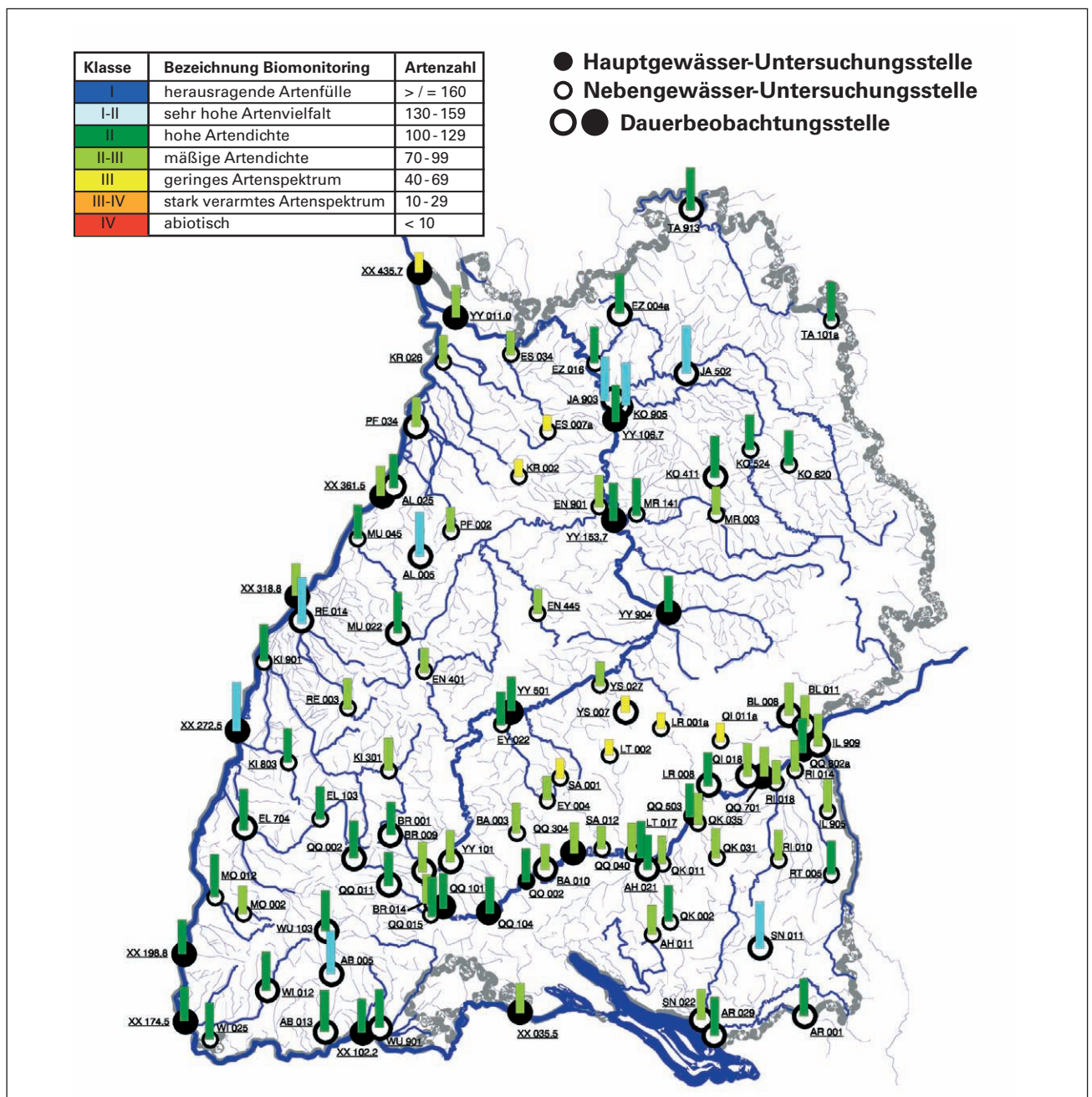


Abb. 8: Biodiversität in Fließgewässern Baden-Württembergs auf Basis der Befunde von 1995 - 1998.

pen sind die Zweiflügler (Fliegen und Mücken, Diptera) und die Köcherfliegen (Trichoptera). Das Trendbiomonitoring leistet damit über die oben dargelegten Ziele hinaus einen entscheidenden Beitrag zur grundlegenden Erfassung der Lebensgemeinschaft in Fließgewässern Baden-Württembergs. Viele Arten wurden erstmals durch diese Untersuchungen für das Bundesland neu nachgewiesen oder sind - bisher als ausgestorben gegolten - wieder als rezente Bewohner unserer Gewässer bestätigt worden.

REGIONALER VERGLEICH DES ARTENREICHTUMS

DER FAUNA DER FLIESSGEWÄSSER

BADEN-WÜRTTEMBERGS

Die seit 1995 regelmäßig durchgeführten Untersuchungen der Lebensgemeinschaft an Bächen und Flüssen Baden-Württembergs ermöglichen erste regional differenzierte Darstellungen (Abb. 8).

Vergleichsweise artenreich sind vor allem die größeren, inzwischen weitgehend sanierten Gewässer. Diese waren in den 1970er und 1980er Jahren mit häuslichen und industriellen Abwässern noch erheblich belastet. Größere Fließgewässer verfügen in halbwegs unverbaubarer Ausprä-

gung auch über eine reichere Habitatausstattung infolge großräumigerer Verteilung der Strömungsdiversität, was oft eine höhere Artenzahl nach sich zieht. Der Rhein weist an einigen Stellen eine hohe Artendichte aufgrund der Vielzahl eingewanderter gebietsfremder Arten auf. Diese ergänzen in einem Maße die infolge der zurück liegenden Wasserverschmutzung noch immer defizitäre standorttypische Fauna des Rheins, wie es in anderen Gewässern nicht der Fall ist.

Eher artenärmer stellen sich die „Niederungsbäche“ der Oberrheinebene, die Lösssediment geprägten Bäche des Kraichgaues, sowie die Kalk/Kalksinterbäche der Schwäbischen Alb dar, deren dichtes Sediment es an Lückensystem (hyporheischem Interstitial) als „Kinderstube“ zahlreicher Makrozoobenthosarten mangeln lässt.

NEOZOEN IN GROSSEN FLÜSSEN

BADEN-WÜRTTEMBERGS

Mit 28 bzw. 29 Neozoenarten sind Rhein und Neckar praktisch gleichermaßen von der Besiedlung mit gebietsfremden Arten betroffen (Tab. 2). Im baden-württembergischen

Tab. 2: Übersicht über das Vorkommen (hier: Besammlungsstetigkeit im Wertebereich von 0 – 100 %) von insgesamt 33 Neozoenarten im Rhein- und Neckareinzugsgebiet von Baden-Württemberg. Die eingerahmten Funde stellen Nachweise von Arten dar, die bislang ausschließlich im Rhein oder Neckar vorkommen.

	Rhein (28 Neoz.)								Neckar (29 Neoz.)						Rheinzufüsse											Neckarzufüsse												
	Diesenhofen	Waldshut	Märkt	Neuenburg	Ottenheim	Grauelsbaum	Karlsruhe	Kirschgartsh.	Schwenningen	Börsingen	Wernau	Pleidsheim	Neckarsulm	Seckenheim	Alb	Alb	Argen	Eiz	Kinzig	Kraichbach	Möhlh.	Murg	Pfrenz	Reich	Schussen	Wiese	Wulach	Enz	Eisenz	Eyzach	Eiz	Jagst	Kocher	Murr	Echaz			
TURBELLARIA																																						
<i>Dugesia tigrina</i>	55	24	23	32	3	23	10	3			10	79	69					45	69			7	62	28	34									7				
<i>Dendrocoelum romanudubiale</i>					3			3					7																							7		
MOLLUSCA																																						
<i>Viviparus viviparus</i>						3		31					10																							83		
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	3	3	87	84	97	93	93	90	31	41	45	66	100	93		86	38	28	15	85	79	92	48	31	76	77	14	38	100	23	41	45	46	100				
<i>Lithoglyphus naticoides</i>								7																														
<i>Physella acuta</i>				16	39	53	7	7	41	48	3	3	59	38	3	21		10		31	64	15		55									3	8				
<i>Physella heterostropha</i>				3				3																														
<i>Ferrissia wautieri</i>						3																																
<i>Corbicula fluminalis</i>				3	10	20	17	45				3	86	48																								
<i>Corbicula fluminea</i>				87	65	97	83	83	72				31	97	93																							
<i>Dreissena polymorpha</i>	93	79	52	39	60	67	57	79			10	72	100	79						7															3			
POLYCHAETA																																						
<i>Hypania invalida</i>				35	26	67	73	50	76			17	41	34																								
OLIGOCHAETA																																						
<i>Branchiura sowerbyi</i>	7	21						79				90	10																									
HIRUDINEA																																						
<i>Caspiobdella fadejewi</i>	48	28	19	3	10	60	13	72			24	38	34	14		3		48		46							3	38	62		69	55	69	62				
<i>Barbronia weberi</i>													17																									
MYSIDACEA																																						
<i>Hemimysis anomala</i>					7			7			7	3	3																									
<i>Limnomysis benedeni</i>					47	47	20	52					7																									
ISOPODA																																						
<i>Proasellus coxalis</i>	14	16			40	3	3	3	24	14	21	31	28		31	31	92		21	77				7	41	15	8		23	38	100	31						
<i>Proasellus meridianus</i>													3																									
<i>Jaera istri</i>				42	23	53	63	53	52			28	55	55																								
AMPHIPODA																																						
<i>Corophium curvispinum</i>				58	13	90	67	47	90			72	76	62																								
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>													7																									
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>						23	10	3	14			7	55	45																								
<i>Dikerogammarus villosus</i>	3	77	68		93	93	90	100			79	86	83													3												
<i>Echinogammarus berilloni</i>						70	40	10																														
<i>Echinogammarus ischnus</i>				39	45	57	20	90	34				28	48																								
<i>Echinogammarus trichiatus</i>				6		3		21				14	7																									
<i>Gammarus tigrinus</i>						23	47	13	48			34	28	24																								
<i>Orchestia cavimana</i>						10					14	17	24									8			21													
DECAPODA																																						
<i>Atyaephyra desmaresti</i>						47	10	3	17				55	34																						3		
<i>Orconectes limosus</i>	10	3	3	30	10			7			10	24	24		3																				14			
<i>Pacifastacus leniusculus</i>																																						
Anzahl Neozoenarten	5	8	15	13	23	21	20	24	2	2	5	17	24	26	1	5	2	5	3	4	5	4	4	5	3	2	2	2	3	2	3	5	7	3	1			

Donaeinzugsgebiet sind dagegen lediglich drei schon lange in mitteleuropäischen Gewässern etablierte gebietsfremde Arten, der Tiger-Strudelwurm (*Dugesia tigrina*), die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*) und die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) anzutreffen. Vergleichbar ist die Situation in den Nebenflüssen von Rhein und Neckar. Allerdings kommen dort noch weitere schon seit längerem etablierte Arten hinzu: die Flussdeckelschnecke (*Viviparus viviparus*), die Quellblasenschnecken *Physella acuta* und *P. heterostropha*, die Fischegelart *Caspiobdella fadejewi*, die Wasserasselart *Proasellus coxalis*, die Flohkrebsart *Orchestia cavimana*, die Süßwassergarnelenart *Athyaephra desmaresti* und der Kamberkreb (*Orconectes limosus*). Die Höckerkrebart *Dikerogammarus villosus* ist als einzige der in den letzten 10 bis 15 Jahren eingewanderten Arten bereits in einem Nebengewässer, dem Bodenseezufluss Schussen, anzutreffen. Alle vorgenannten Arten der Nebenflüsse kommen aber auch in Rhein und Neckar vor. Der nordamerikanische Signalkreb (*Pazifastacus leniusculus*) ist die einzige Art, die im Zuge dieser Untersuchungen nicht in Rhein und Neckar nachgewiesen wurde, aber in der Elsenz anzutreffen ist. Die umfangreichen biologischen Veränderungen im Rhein sind im LfU-Bericht [LfU 2004] beschrieben.

ZUSAMMENFASSUNG

Die Ergebnisse der vegetationskundlichen Untersuchungen in der Krautschicht von Wäldern lassen bislang kaum eindeutige Ursache-Wirkung-Zusammenhänge erkennen. Es sind jedoch Auswirkungen der Klimaveränderung auch in der Artenzusammensetzung zu erwarten, für die die vegetationskundlichen Aufnahmen wichtige Grundlagendaten liefern. Die Änderungen in der Vegetationsentwicklung auf den Grünland-Dauerbeobachtungsflächen sind überwiegend auf die Witterung und die durchgeführten Pflegemaßnahmen zurückzuführen. Der immissionsbedingte Einfluss auf die Vegetationsentwicklung ist gering. Wie auch bei den Wald-Dauerbeobachtungsflächen werden

jedoch für die Zukunft klimainduzierte Veränderungen in der Zusammensetzung der Arteninventare erwartet.

Bei den stellvertretend für die Bodentierfauna untersuchten Collembolen haben im Laufe der letzten 20 Jahre sowohl die Arten-, als auch die Individuenzahlen überwiegend zugenommen. Dies betrifft besonders die Mittelgebirgsstandorte. Einerseits steht dies im Zusammenhang mit einer abnehmenden Säurebelastung vieler Standorte. Nur im Schwarzwald blieb der Anteil an säuretoleranten Collembolenarten konstant oder stieg sogar noch an. Dies ist ein Beleg dafür, dass es sich bei Teilen des Schwarzwaldes um Gebiete handelt, die gegenüber Säureeintrag empfindlich sind. Selbst inzwischen reduzierte Säureinträge machen sich in diesen Landesteilen immer noch in der Ausprägung der Arteninventare bemerkbar. Andererseits spielen wohl auch die milderen Winter und der im Zusammenhang mit dem Klimawandel bei der Zusammensetzung der Collembolengesellschaften eine Rolle.

Die im Rahmen des biologischen Trendmonitoring erzielten Untersuchungsergebnisse dienen der Beschreibung und Beurteilung aquatischer Lebensgemeinschaften. So konnte eine derzeit reiche Artenausstattung in fast allen beprobten Gewässern nachgewiesen werden. Für nur wenige Gewässer wie dem Rhein liegen Befunde früherer z. T. weit zurück liegender Erhebungen des Arteninventars vor. Vergleiche der Faunenlisten offenbaren starke Veränderungen der Lebensgemeinschaft im Rhein insbesondere durch Neozoen, die über den Schiffsverkehr aus anderen Flussgebieten und Erdteilen eingeschleppt wurden.

Insbesondere unter dem Gesichtspunkt der sich derzeit abzeichnenden Klimaänderung ist mit dem weiteren Einwandern Wärme liebender Arten zu Lasten der Bewohner sommerkalter Fließgewässer zu rechnen. Die Antwort auf die Frage, inwieweit dadurch die Funktionalität des Ökosystems Fließgewässer nachhaltig beeinträchtigt wird, bleibt Gegenstand zukünftiger Untersuchungen.

3 Schwermetalle in der Umwelt

AKKUMULATION UND WIRKUNG

Schwermetalle werden in die Umwelt über verschiedene Prozesse in den Stoffkreislauf eingebracht. Einerseits sind sie geogenen Ursprungs und werden durch Verwitterung aus dem Gestein freigesetzt. Andererseits gelangen Schwermetalle auch durch menschliche Aktivitäten in die Umwelt. So wurden in früheren Zeiten Schwermetalle wie Cadmium, Blei und Quecksilber vorwiegend durch den Bergbau emittiert. In jüngerer Zeit stammt der Schwermetalleintrag hauptsächlich aus industriellen Anlagen, wie z.B. Kraft- und Heizwerken, aus der Müllverbrennung, Anlagen der Metall verarbeitenden Industrie sowie aus Kraftfahrzeugen. Noch Anfang der 1980er Jahre stellte der Eintrag von Blei durch den Automobilverkehr ein großes Problem dar [LfU 1999]. Obwohl einige Schwermetalle (z.B. Zink, Mangan, Eisen und Kupfer) in niedrigen Konzentrationen wichtige Spurenelemente für Mensch, Tier und Pflanze sind, können sie in höheren Konzentrationen toxisch wirken.

Schwermetalluntersuchungen werden allgemein zur Dokumentation der Belastungssituation, sowie zur Einschätzung möglicher Gefahren für die Umwelt in den verschiedensten Bereichen wie Boden, Wasser, Pflanzen und Tieren durchgeführt. Sie ermöglichen es, den Erfolg gezielter Maßnahmen der Umweltpolitik zu überprüfen.

Mit Hilfe der Schwermetallgehalte im Boden kann eine Abschätzung über den geogenen Ursprung dieser Elemente gegeben werden. Die Analytik in Grünlandpflanzen der Grünland-Dauerbeobachtungsflächen, in Blättern und Nadeln aus der Baum- und Krautschicht sowie in Regenwürmern der Wald-Dauerbeobachtungsflächen gibt Informationen über den Gehalt, die zeitliche Entwicklung und regionale Verteilung in verschiedensten Umweltbereichen. Die ökotoxikologische Bewertung am Beispiel Regenwurm erlaubt eine Einschätzung der Gefährdung des Lebensraums Boden durch Schwermetalle.

WALD UND GRÜNLAND

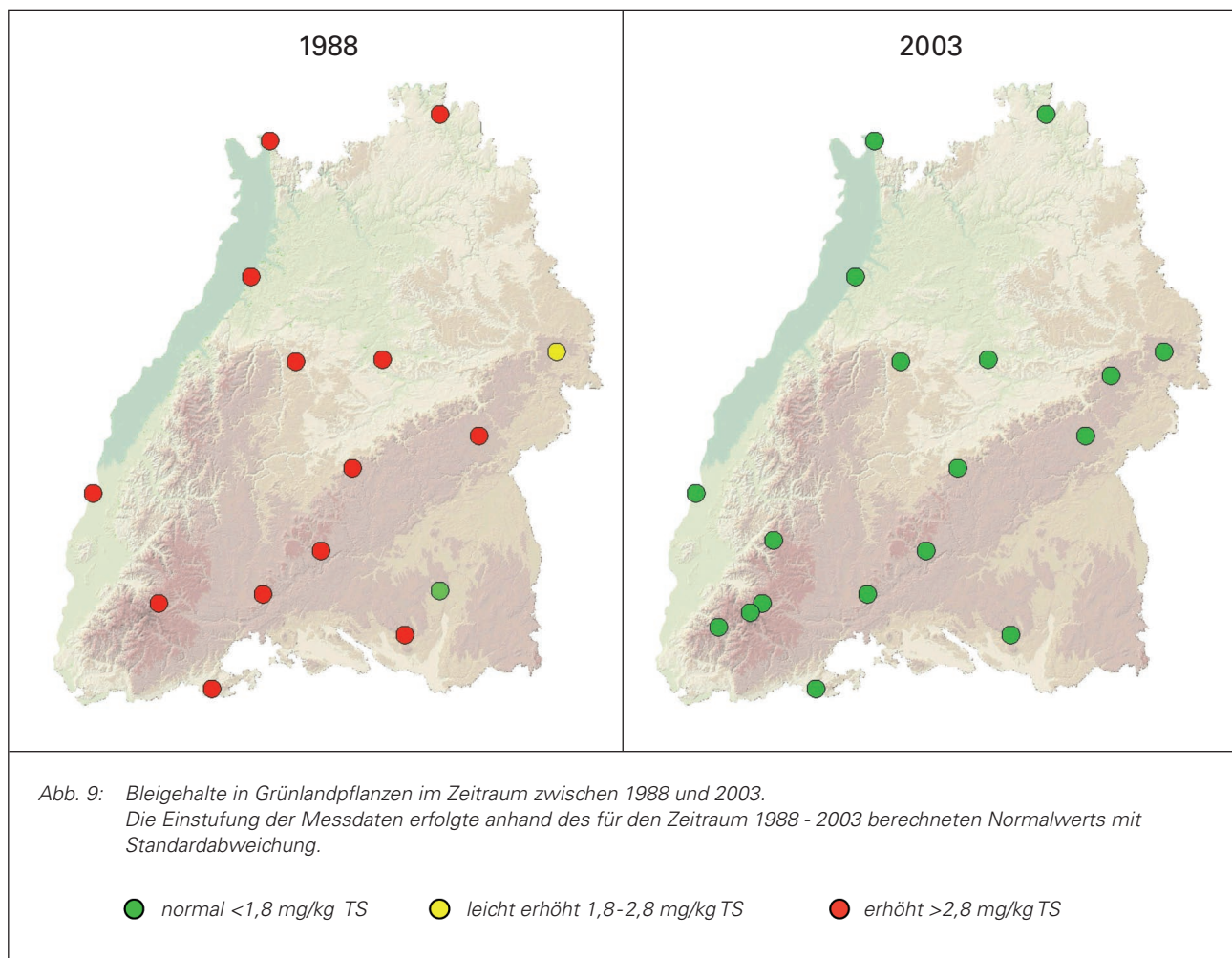
Die Untersuchungen wurden 1985 auf Grünland- und Wald-Dauerbeobachtungsflächen begonnen. Zur Erfassung der Hintergrundbelastung wurden möglichst Dauerbeobachtungsflächen für die Probennahme ausgewählt, die nicht direkt von einem Emittenten beeinflusst waren. Auf

den Grünland-Dauerbeobachtungsflächen wurden Aufwuchsmischproben untersucht, auf den Wald-Dauerbeobachtungsflächen Blatt- und Nadelproben von Buchen, Eschen und Tannen der Baum- und Krautschicht. An diesen Dauerbeobachtungsflächen wurden die Schwermetalle Blei, Cadmium, Zink sowie Mangan regelmäßig, und die Elemente Arsen, Antimon, Eisen, Kobalt, Chrom, Kupfer, Nickel, Vanadium, Titan und Quecksilber exemplarisch untersucht. Die Analysenergebnisse wurden mit dem Normalwertverfahren [ERHARDT et al. 1996, KREIMES 1999] ausgewertet.

BLEI

Der Bleigehalt in Buchenblättern und Tannennadeln der Baum- und Krautschicht war über den Beobachtungszeitraum von 1985 bis 2004 rückläufig. Der durchschnittliche Bleigehalt in Tannennadeln hat sich um rund 80 % auf 0,1 mg/kg TS im Jahr 2004 reduziert. In Buchenblättern verringerte sich der durchschnittliche Bleigehalt um rund 75 % auf 0,8 mg/kg TS im Jahr 2004. Zu Beginn der Messungen 1985/1986 waren die Bleikonzentrationen nach Auswertung mit dem Normalwertverfahren an 88 % der Wald-Dauerbeobachtungsflächen leicht erhöht bis erhöht. Im Jahr 2004 zeigte nur noch der Standort 1220-Welzheim (siehe Anhang) einen leicht erhöhten Bleigehalt in Blattproben. Auch im Boden fiel der Bleigehalt derselben Fläche noch im Jahr 2003 durch einen erhöhten Wert auf (14 mg mobiles Blei/kg TS, Abb. 15).

In Grünlandpflanzen ging der durchschnittliche Bleigehalt im Zeitraum zwischen 1988 und 2003 ebenfalls um ca. 90 % zurück. Nach Auswertung mit dem Normalwertverfahren waren die Bleigehalte der 1988 analysierten Grünlandpflanzen auf 13 Dauerbeobachtungsflächen erhöht, auf einer Dauerbeobachtungsfläche leicht erhöht und auf einer Fläche nicht erhöht (Abb. 9). Dagegen wiesen im Jahr 2003 die Aufwuchsmischproben von allen 18 untersuchten Dauerbeobachtungsflächen keinen erhöhten Bleigehalt auf. Insgesamt lagen alle Messwerte aus allen Untersuchungsjahren, auch die Werte von 1988, weit unter den für Grünlandaufwuchs bestehenden Futtermittelgrenzwerten [FMVO 2000].



CADMIUM

Der durchschnittliche Cadmiumgehalt in Buchenblättern und Tannennadeln der Wald-Dauerbeobachtungsflächen war ebenfalls deutlich rückläufig. Die Gehalte variierten jedoch stärker als die beim Blei. Die Gehalte in der Krautschicht sind sowohl in Buchenblättern (0,09 mg/kg TS) als auch in Tannennadeln (0,07 mg/kg TS) mit denen in der Baumschicht (0,08 - 0,09 mg/kg TS) vergleichbar. Die Messergebnisse belegen eindeutig den Rückgang der Cadmiumbelastung an den Wald-Dauerbeobachtungsflächen des Landes Baden-Württemberg. Im Untersuchungsjahr 1985/1986 zeigten 6 Wald-Dauerbeobachtungsflächen leicht erhöhte bis erhöhte Cadmiumgehalte. 2004 wies nur noch die Wald-Dauerbeobachtungsfläche 1220-Welzheim einen leicht erhöhten Cadmiumgehalt auf.

In Grünlandpflanzen lag der durchschnittliche Gehalt für Cadmium bei 0,01 mg/kg TS im Jahr 1988, im Jahr 2003 bei 0,03 mg/kg TS und damit beide Male deutlich unter den ermittelten Werten auf den Wald-Dauerbeobachtungsflächen. Der Cadmiumgehalt stagniert seit 1999 auf gleich bleibendem Niveau im Bereich um die Bestimmungsgren-

ze. In der überwiegenden Zahl lagen die Messwerte aus allen Untersuchungsjahren unter den für Grünlandaufwuchs bestehenden Futtermittelgrenzwerten [FMVO, 2000, DIN-VDI, 1999]. Vereinzelt wurden diese Grenzwerte überschritten (Maximum 1,3 mg/kg TS).

ZINK

Auf den Wald-Dauerbeobachtungsflächen zeigte der durchschnittliche Zinkgehalt in Buchenblättern und Tannennadeln der Baumschicht eine leicht abnehmende Tendenz und lag zuletzt bei ca. 27 mg/kg TS. Zu Beginn der Untersuchungen 1985/1986 wurden in Buchenblättern der Krautschicht an fünf von 51 untersuchten Wald-Dauerbeobachtungsflächen noch leicht erhöhte bis erhöhte Zinkgehalte nachgewiesen. Im Jahr 2004 lagen alle Zinkgehalte der 25 untersuchten Dauerbeobachtungsflächen in Buchenblättern der Krautschicht bei rund 30 mg/kg TS. In Grünlandpflanzen der Grünland-Dauerbeobachtungsflächen ist der Zinkgehalt ebenfalls rückläufig. 1988 lag der durchschnittliche Gehalt bei 40 mg/kg TS und im Jahre 2003 bei 36 mg/kg TS.

MANGAN

In Grünland- und Waldpflanzen (mit Ausnahme der Tanne) ist beim Mangangehalt ein eindeutiger Trend hinsichtlich Zu- oder Abnahme nicht festzustellen. Die Mangangehalte unterliegen deutlichen Schwankungen. Besonders auffällig ist die Abnahme der Mangankonzentrationen seit 1985 um 72 % in den Tannennadeln der Baumschicht und um 64 % in der Krautschicht (Abb. 10). Zwischen dem Mangangehalt in Pflanzen und dem pH-Wert des Bodens besteht ein Zusammenhang. Bei niedrigem pH-Wert des Bodens, und damit verbunden erhöhtem Gehalt an mobilem Mangan, ist auch in den Blättern und Nadeln ein erhöhter Mangangehalt nachweisbar. Der Rückgang der Mangangehalte seit 1985 könnte auf einen wieder zunehmenden pH-Wert in den sauren Böden des Schwarzwaldes hinweisen.

MOOSE

Moose eignen sich gut zur Ermittlung des atmosphärischen Eintrages von Metallen und Schwermetallen in terrestrische Ökosysteme, da sie ihren Nährstoffbedarf über ihre Blattoberflächen direkt aus der Atmosphäre und nicht über das Boden-Wurzel-System abdecken. Sie nehmen somit keine Nähr- und Schadstoffe aus dem Boden auf. Mit den Untersuchungen in den Jahren 1990, 1995 und 2000 beteiligte sich die LfU am bundes- und europaweit durchgeführten Moos-Monitoring zur Bestimmung der Schwermetallbelastung in terrestrischen Ökosystemen.

Im Jahr 1995 erfolgte eine Ergänzung des Messnetzes durch einige Dauerbeobachtungsflächen der Forstlichen Versuchsanstalt Baden-Württemberg. Im Jahr 2000 konnten auch die Standorte des EURO-LEVEL-II-Programms (Europaweites Waldschadensmonitoring) integriert werden, so dass im Jahr 2000 eine Beprobung von 78 Standorten stattfand.

Folgende 20 Elemente wurden beim Moos-Monitoring 2000 analysiert: Aluminium (Al), Arsen (As), Barium (Ba), Calcium (Ca), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Eisen (Fe), Quecksilber (Hg), Kalium (K), Magnesium (Mg), Mangan (Mn), Natrium (Na), Nickel (Ni), Blei (Pb), Antimon (Sb), Strontium (Sr), Titan (Ti), Vanadium (V) und Zink (Zn). Da die Moose z.T. ein von einander abweichendes Anreicherungsverhalten für einzelne Elemente aufweisen, ist bei der Interpretation der Ergebnisse immer zu berücksichtigen von welcher Moosart am jeweiligen Standort eine Probe genommen wurde. In Baden-Württem-

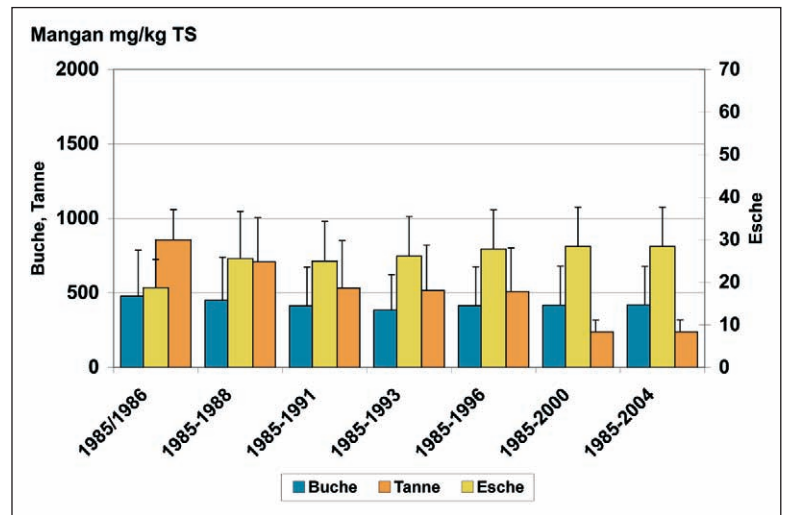


Abb. 10: Zeitliche Entwicklung der Mangangehalte in Buchen- und Eschenblättern sowie in Tannennadeln der Baumschicht 1985 – 2004.

berg wurde im Jahr 2000 nur an zwei Wald-Dauerbeobachtungsflächen das Rotstängelmoos (*Pleurozium schreberi*) als Moosart beprobt. In allen übrigen Fällen handelt es sich um das Zypressen-Schlafmoos (*Hypnum cupressiforme*).

Für alle vorgestellten Elemente lässt sich eine kontinuierliche Abnahme der Konzentrationen im Pflanzenmaterial feststellen (Abb. 11). Die Elemente Arsen, Chrom, Titan und Vanadium zeigen einen Rückgang von ca. 50 % an. Für die übrigen Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink konnte eine Abnahme um ca. 20 bis 30 % festgestellt werden.

BLEI

Ähnlich wie auf den Wald- und Grünland-Dauerbeobachtungsflächen nehmen die Bleigehalte im Moos im Durchschnitt über alle Beprobungsstellen über den Zeitraum 1990 - 2000 am deutlichsten ab. Für dieses Element wurde eine Reduktion der Konzentration im Moos von über 60 % ermittelt. Im Jahr 1990 lag noch eine flächendeckende Belastung des Landes durch Blei-Immissionen vor. Dagegen konnten im Jahr 2000 relativ hoch belastete Standorte nur noch im Bereich des Schwarzwaldes und des Odenwaldes festgestellt werden. Allerdings zeigen auch die Moose auf den Standorten östlich des Ballungsraumes Stuttgart einen höheren Bleigehalt.

ZINK

Ein weiteres Beispiel für die ungleichmäßige räumliche Verteilung von Schwermetallen ist das Schwermetall Zink. Die

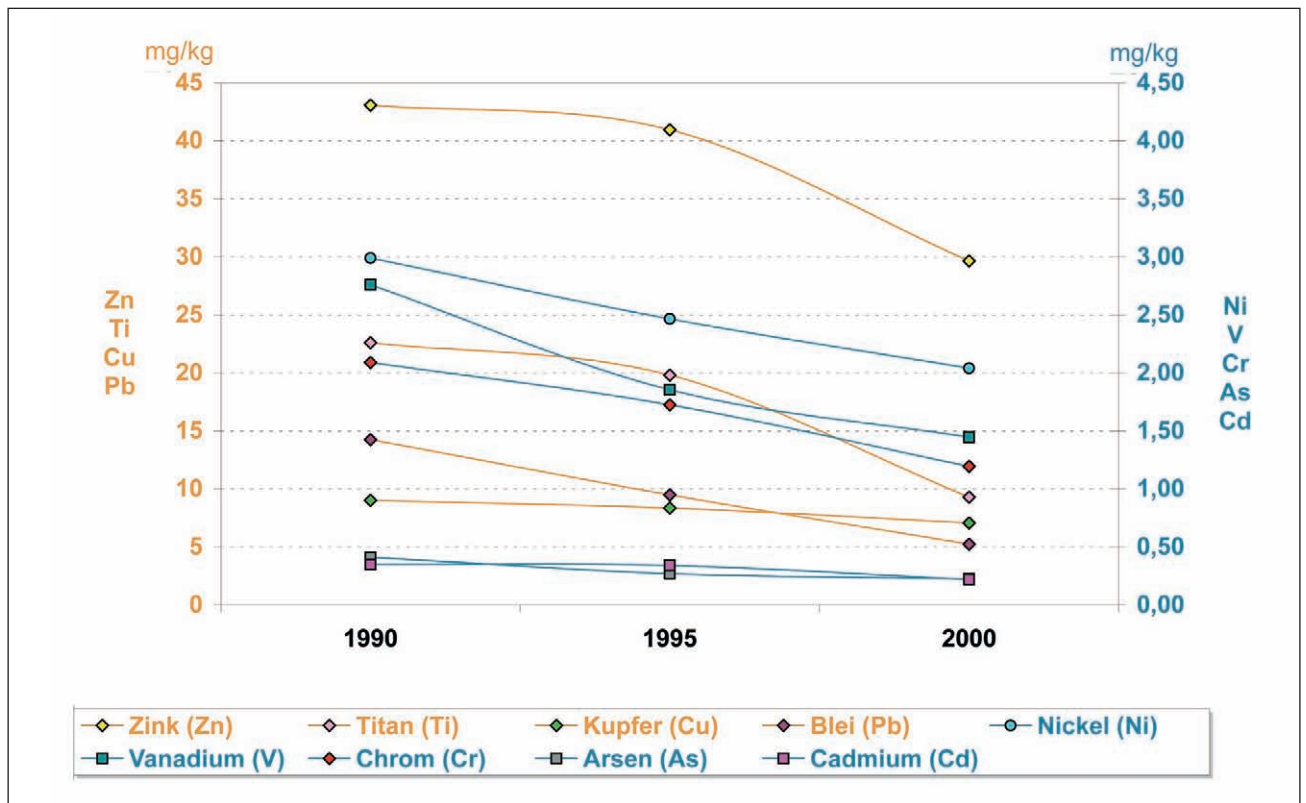


Abb. 11: Entwicklung der Schwermetall- und Arsengehalte (Median) im Zypressen-Schlafmoos (*Hypnum cupressiforme*) in Baden-Württemberg.

Zinkemissionen aus der Industrieproduktion (v. a. Metall verarbeitende Betriebe) sind in den letzten Jahrzehnten bedeutend gesunken. Dies spiegelt sich auch in der Entwicklung der Zinkgehalte in den Moosproben wider (Abb.

11). Insbesondere die Mittelgebirgsräume Schwarzwald und Odenwald weisen eine erhöhte Belastung auf (Abb. 12). Auch hier kann von einem direkten Zusammenhang zwischen den hohen Niederschlagsraten, den daraus resultierenden erhöhten Zink-Immissionen und der Anreicherung in Moosen ausgegangen werden.

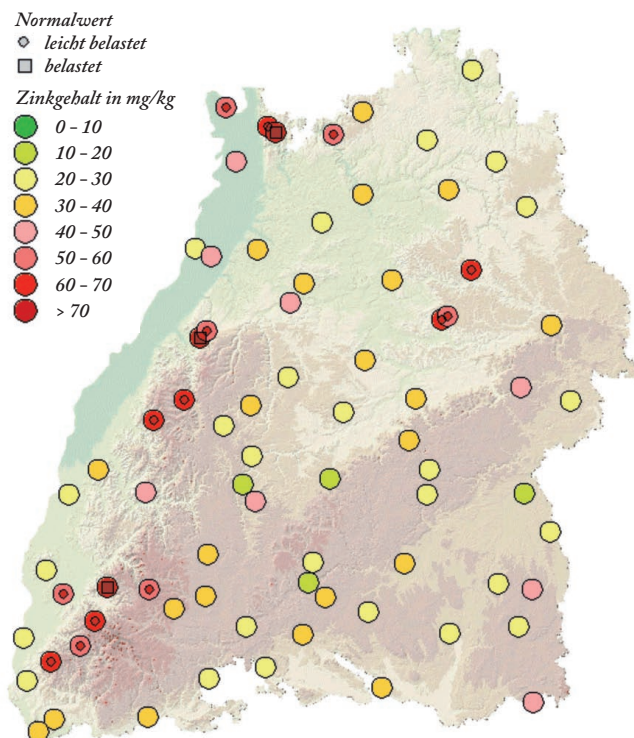


Abb. 12: Zinkbelastung (mg/kg TS) der Moose im Jahr 2000. (Normalwertberechnung nach ERHARDT et al. 1996, KREIMES 1999).

BODEN UND REGENWURM

Seit 1985 werden an den Wald- und Grünland-Dauerbeobachtungsflächen Bodenuntersuchungen zur Ermittlung der Schadstoffgehalte durchgeführt und in Beziehung zu den bodenbiologischen Untersuchungsergebnissen gesetzt. Die Gehalte der Schwermetalle im Boden liegen weitgehend im Hintergrundbereich und insgesamt größtenteils unterhalb der Prüfwerte des Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), soweit für die Nutzungstypen Wald und Grünland überhaupt Prüfwerte vorliegen.

Mit Hilfe des Bioindikators „Regenwurm“ wird die Anreicherung der Schadstoffe im Lebensraum stellvertretend für die Bodenlebensgemeinschaft ermittelt. Aufgrund ihrer Lebensweise und Akkumulationsfähigkeit für Schwermetalle, ihrer weiten Verbreitung und Häufigkeit in Böden, ihrer relativen Ortstreue und nicht zuletzt wegen ihrer Rele-

vanz für ökosystemare Prozesse eignen sich Regenwürmer grundsätzlich als Akkumulationsindikatoren. Hierzu wurde die robuste und weit verbreitete Art *Lumbricus rubellus* an den Wald-Dauerbeobachtungsflächen gesammelt und auf Schadstoffe analysiert. Zunächst wurden nur die Schwermetalle Blei und Cadmium gemessen. Im Laufe der Jahre kamen Nickel, Quecksilber, Thallium, Vanadium und Zink hinzu.

BLEI

Die Untersuchungen in Regenwürmern bestätigen den Rückgang der Bleibelastung. Seit Beginn der Untersuchungen gingen die Medianwerte von Blei kontinuierlich zurück (Abb. 13).

Zwischen 1985/86 und 2000 betrug der Rückgang der Bleigehalte in Regenwürmern im Durchschnitt aller Wald-Dauerbeobachtungsflächen etwas mehr als drei Viertel. An den in den 1980er Jahren besonders hoch belasteten Dauerbeobachtungsflächen des Odenwaldes und des Schwarzwaldes mit ursprünglich mehr als 50 mg/kg Blei in Regenwürmern betragen die Abnahmen bis zu 95 %.

Die Unterschiede der Schwermetallgehalte zwischen den Wald-Dauerbeobachtungsflächen sind erheblich. So streuten in den Jahren 1985/86 die Bleigehalte zwischen 1,5 und 958 mg/kg TS und auch 2000 betrug die Spanne zwischen Minimalwert und Maximalwert bei Blei immer noch 280 mg/kg TS [LfU 2005b]. Die Ursachen basieren auf den Unterschieden der Immissionssituation an den Wald-Dauerbeobachtungsflächen, den Schwermetallgehalten der Ausgangsgesteine der Böden und der Mobilität der Metalle aufgrund des Säurezustandes (pH-Wert) im Oberboden.

CADMIUM UND ZINK

Auch die Medianwerte von Cadmium sanken seit Beginn der Untersuchungen kontinuierlich um 67 %, nämlich von 9,8 auf 3,2 mg/kg TS (Abb. 13). Die gleiche Entwicklung konnte für die Zinkgehalte in Regenwürmern festgestellt werden. Die größten Abnahmen liegen in den von Bodenversauerung besonders betroffenen Gebieten des Odenwaldes und des Schwarzwaldes (Abb. 14).

Die Maximalgehalte von Cadmium und Zink nahmen dementsprechend im Laufe der Jahre deutlich ab. Wurden 1985/86 bei Cadmium noch maximal 29,8 mg/kg TS gemessen, waren es 2000 nur noch 10,0 mg/kg TS. Bei Zink konn-

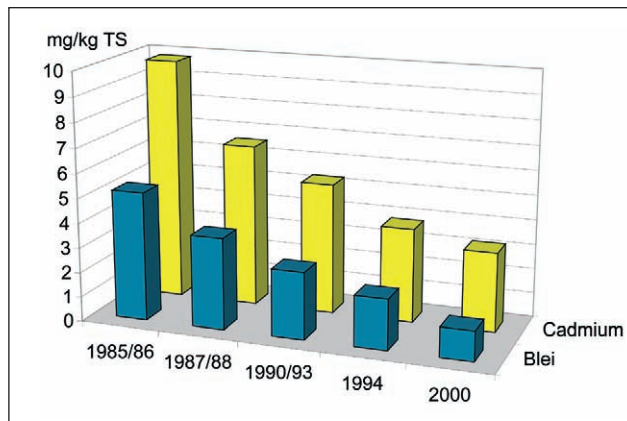


Abb. 13: Entwicklung der Medianwerte von Blei und Cadmium in Regenwürmern (*L. rubellus*) der Jahre 1985/86 bis 2000.

te ein Rückgang der Maximalwerte in den Jahren 1987/88 bis 2000 von 1048 auf 510 mg/kg TS verzeichnet werden.

Auch bei den Schwermetallen Kupfer, Chrom und Nickel nahmen die Gehalte kontinuierlich ab. Die Aluminiumgehalte sind, nach zwischenzeitlichem Anstieg, deutlich niedriger als zu Beginn der Messungen 1993.

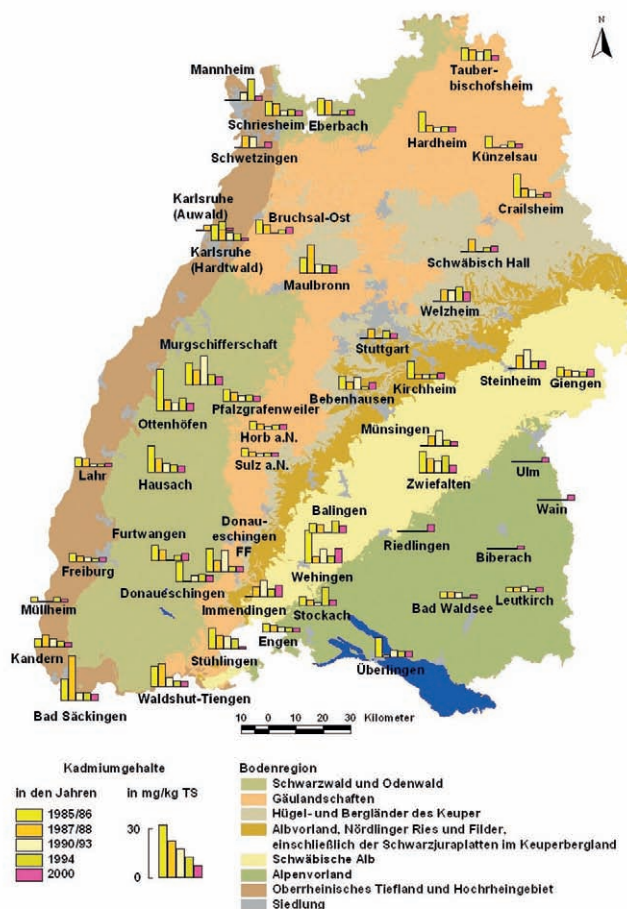
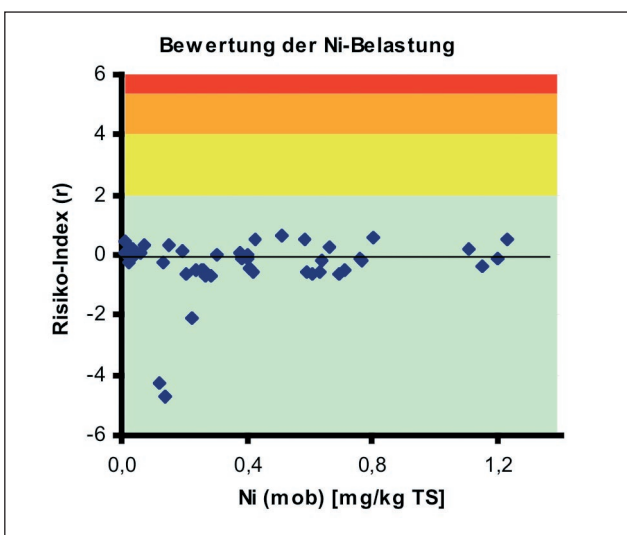
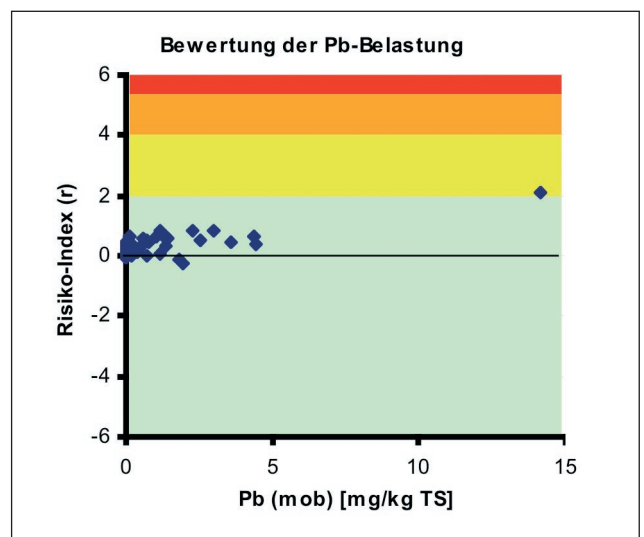
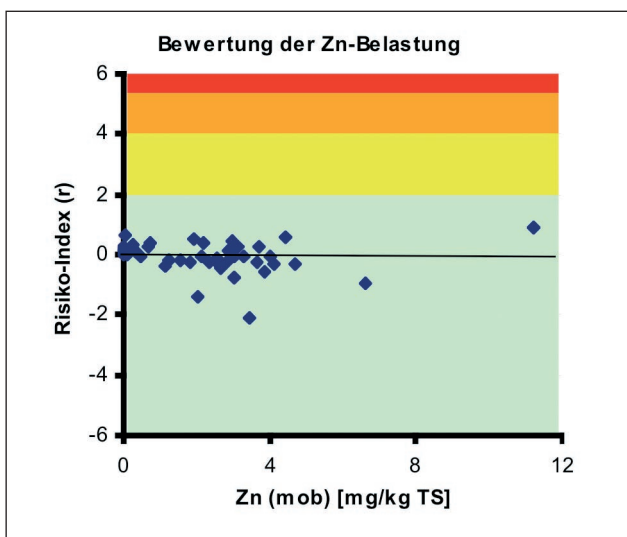
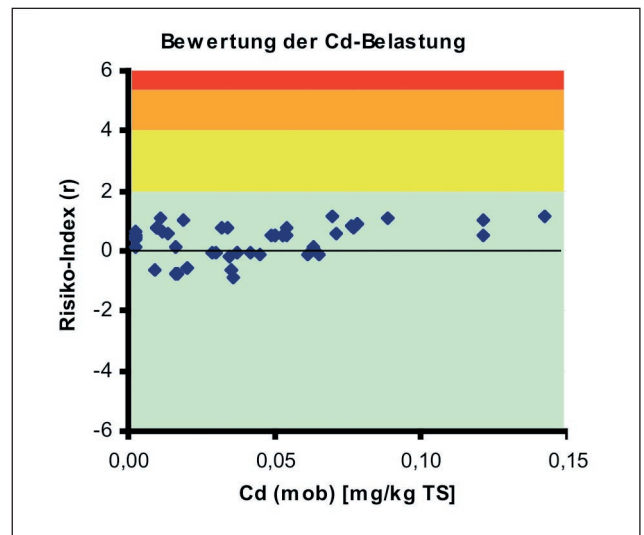
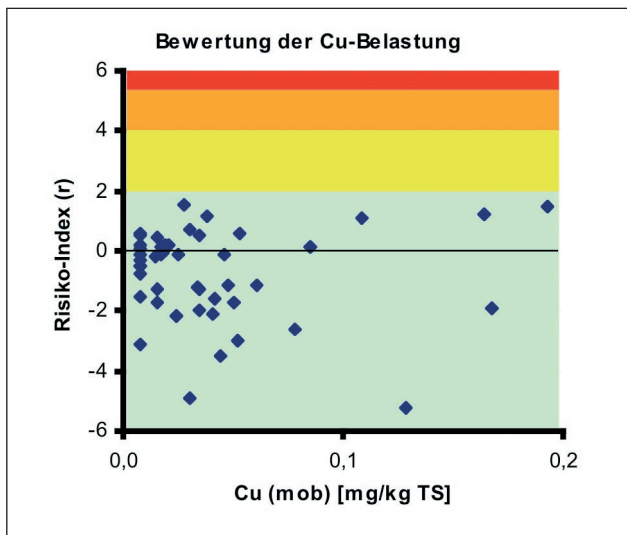


Abb. 14: Trendbeobachtung der Cadmiumgehalte in Regenwürmern an den Wald-Dauerbeobachtungsflächen des Ökologischen Wirkungskatasters auf der Grundlage von Bodenregionen.



ÖKOTOXIKOLOGISCHE BODENBEWERTUNG AM BEISPIEL REGENWURM

Der Boden besitzt eine wichtige Funktion als Lebensraum für Bodenorganismen. Um zu prüfen, ob die Böden der Wald-Dauerbeobachtungsflächen Baden-Württembergs unter den gegebenen Belastungen noch diese Funktion ausüben können, wurde am Beispiel der Regenwürmer eine ökotoxikologische Bewertung des Bodens vorgenommen. Diese basiert auf drei Bewertungskriterien, die für alle Schadstoffe im Boden äquivalent sind. Als Maßstab dienen der Hintergrundwert im Boden (Risiko-Index $r = 0$), die Wirkschwelle bei langfristigem Aufenthalt von Regenwürmern in belastetem Boden (Risiko-Index $r = 4$, Prüfwert) und der Letalwert für Regenwürmer bei kurzzeitigem Kontakt mit belastetem Boden (Risiko-Index $r = 16$). Hinsichtlich der angewandten Methodik wird auf vorliegende Berichte bzw. Literatur verwiesen [LfU 1994, VON DER TRENCK et al. 1993a + b, VON DER TRENCK & JARONI 2001, RAHTKENS & VON DER TRENCK 2005]. Wendet man dieses Bewertungsverfahren auf die mobilen

Abb. 15: Bewertung der Schwermetallbelastung der Wald-Dauerbeobachtungsflächen im Jahr 2003.

Dargestellt ist der Risiko-Index in Abhängigkeit vom Gehalt an mobilem (mob) Kupfer, Cadmium, Zink, Blei und Nickel im Oberboden. Die Metallgehalte streuen gleichmäßig um die Nulllinie (Hintergrund). Nur Blei liegt mit seinem Schwerpunkt leicht über Null ($r = 0,35$ im Mittel).

Schwermetallgehalte im Oberboden der Wald-Dauerbeobachtungsflächen an, so ergeben sich für diese keine bis geringe Belastungen mit den Metallen Cadmium, Kupfer, Nickel, Blei und Zink (Abb. 15). Von einer hohen Schadstoffbelastung im Boden kann vor dem Hintergrund dieser Ergebnisse nicht gesprochen werden.

AKKUMULATION IM REGENWURM

Die oben beschriebenen Untersuchungen beurteilen die Schädlichkeit von Metallkonzentrationen im Boden für Bodenlebewesen, hier am Beispiel des Regenwurmes. Im Folgenden wird der Frage nachgegangen, inwieweit sich Metalle in Bodenlebewesen anreichern und damit in der Nahrungskette weitergegeben werden können.

Um diese Akkumulationsfähigkeit bei Regenwürmern für Schwermetalle zu prüfen, wurden neben den Wald-Dauerbeobachtungsflächen zusätzliche Standorte mit nur einer einzigen Schwermetallbelastung (Monobelastung) ausgewählt. Untersucht wurden in den Jahren 2002 und 2003 Standorte, die in der Vergangenheit entweder mit chromhaltigen Gerbereiabfällen, mit cadmiumhaltigen Ablagerungen aus einem Emailierbetrieb oder mit kupferhaltigen Fungiziden aus dem Hopfenanbau beaufschlagt worden waren.

Im Körper der Regenwürmer von den mit Gerbereiabfällen kontaminierten Standorten fand sich signifikant mehr Chrom als auf den übrigen Flächen. Bei vier- bis fünffach erhöhten Chromgehalten im Oberboden (Cr_{gesamt} bzw. Cr_{mobil}) stiegen die Körperkonzentrationen nur etwa auf das Doppelte an. Ebenso spiegelte sich eine Cadmium- bzw. Kupferbelastung der Oberböden in einer deutlich erhöhten Metallkonzentration in den Regenwürmern wider (Abb. 16).

In Abbildung 16 wurden die Daten der Wald-Dauerbeobachtungsflächen und der belasteten Flächen aufgetragen. Deutlich ist zu erkennen, dass bei Cadmium unterhalb von ca. 200 $\mu\text{g}/\text{kg}$ mobilem Metall im Boden (Akkumulationsschwelle) die Konzentration im Wurmkörper nicht ansteigt. Oberhalb dieses Wertes akkumuliert der Regenwurm dieses Metall. Für Kupfer liegt der entsprechende Akkumulationsschwellenwert bei ca. 300 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS. Dem gegenüber wurden als Schwellenwerte für eine toxische Wirkung 310 μg mobiles Kupfer bzw. 2500 μg mobiles Cadmium pro Kilogramm Boden ermittelt (Wirkschwel­len dargestellt in RAHTKENS & VON DER TRENCK 2005).

Die Abbildung 16 zeigt ebenfalls, dass die untersuchten Schwermetalle unterschiedlich akkumuliert werden. Bei

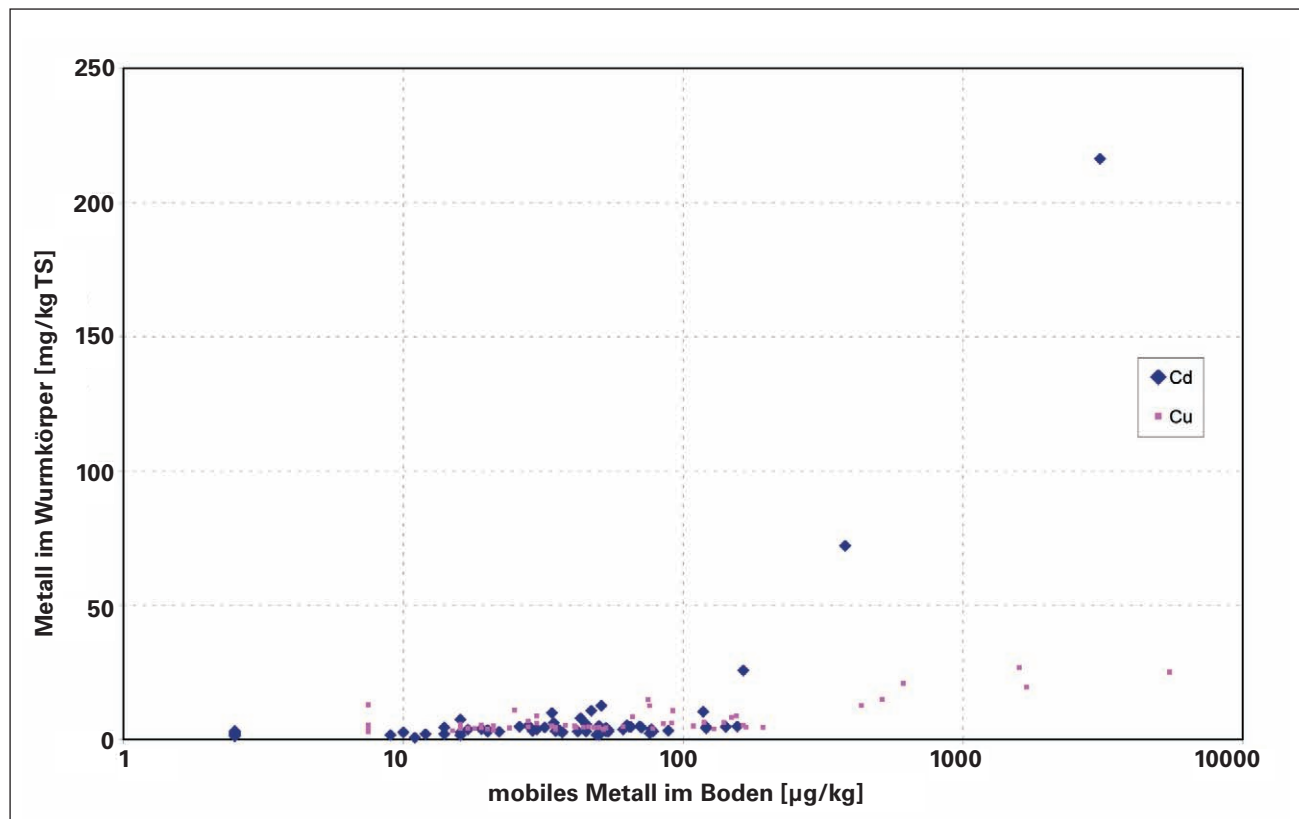


Abb. 16: Akkumulation von Cadmium und Kupfer im Wurmkörper auf Wald-Dauerbeobachtungsflächen und zusätzlichen belasteten Standorten.

Cadmium wurde eine ca. 100fache Anreicherung beobachtet, dagegen stiegen die Kupfergehalte im Körper der Würmer von belasteten Flächen nur auf das ca. Dreifache an. Als Erklärung für diesen Unterschied könnte die physiologische Funktion der Schwermetalle dienen: Homöostatische Mechanismen der Würmer sorgen für mehr oder weniger konstante Gehalte des essentiellen Metalls Kupfer. Auch das essentielle Metall Chrom passt mit seiner nur geringen Akkumulationsneigung in dieses Erklärungsmodell. Anders ist es beim Cadmium; für dieses Element existieren keine Regulierungsmechanismen bezüglich einer Aufnahme.

ZUSAMMENFASSUNG

Der atmosphärische Eintrag von Schwermetallen ist deutlich rückläufig, wie die hier vorgestellten Ergebnisse belegen, und muss als Erfolg der Luftreinhaltung der letzten 20 Jahre angesehen werden.

Es wurde ein ökotoxikologisches Bewertungsverfahren für stoffliche Umweltbelastungen entwickelt, das auf naturräumlichen Gegebenheiten und der Empfindlichkeit von Modellorganismen beruht. Die einheitliche Bewertungsskala dieses Verfahrens ermöglicht die Aufstellung von Rangfolgen der Belastung mit verschiedenen Schadstoffen. Eine Bewertung nach diesem Konzept ergab, dass die Belastung der untersuchten Wald-Dauerbeobachtungsflächen mit Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink im Oberboden im Hintergrundbereich liegt und den hier ermittelten, auf der Empfindlichkeit von Regenwürmern basierenden Prüfwert, deutlich unterschreitet.

Beobachtungen an spezifisch kontaminierten Standorten zeigen, dass Regenwürmer Schwermetalle erst ab einer bestimmten Konzentration im Boden akkumulieren, dann aber zunehmend und je nach Metall unterschiedlich stark. Der Rückgang des Bleigehaltes in den Buchenblättern und Tannennadeln der Wald-Dauerbeobachtungsflächen, in epiphytischen Moosen, auf den Grünland-Dauerbeobachtungsflächen sowie auch in Regenwürmern um z. T. 90 % des Ausgangswertes im Jahr 1985 ist beeindruckend. Die ubiquitäre Belastung der Umwelt mit Blei war im Wesent-

lichen auf die Verwendung von Alkyl-Bleiverbindungen im Benzin und auf den Ferntransport in emittentenerne Gebiete zurückzuführen. Mit der stufenweisen Einführung von bleifreiem Benzin seit Ende der 1970er Jahre sind die Blei-Emissionen und -Immissionen landesweit erheblich zurückgegangen.

Der Rückgang des Cadmiumgehaltes, der für die Wald-Dauerbeobachtungsflächen beispielsweise in Buchenblättern und Regenwürmern nachgewiesen wurde, ist ebenfalls auf die deutliche Verringerung der Emissionsbelastung zurückzuführen, die zu ca. 84 % aus Feuerungsanlagen und Kraft- und Heizwerken stammt.

Die Veränderungen des Mangangehalts in Tannennadeln gilt es weiterhin zu beobachten, da hier komplexe Einflüsse wie u.a. geogene Hintergrundwerte, pH-Werte und Immissionen von versauernd wirkenden Luftschadstoffen zusammenwirken und die weitere Entwicklung kaum vorhersagbar ist.

Durch das Monitoring mittels Bioindikatoren aus verschiedenen Umweltbereichen wurden in den letzten 20 Jahren zudem wertvolle Ergebnisse hinsichtlich der räumlichen und zeitlichen Entwicklung der Schwermetall-Belastung terrestrischer Ökosysteme gewonnen. Gebiete mit relativ hohen Niederschlägen im Lee (windabgewandte Seite) von Ballungsgebieten waren beispielsweise besonders stark von Blei-Einträgen betroffen. Für die Zinkgehalte in Moosen kann ebenfalls von einem direkten Zusammenhang zwischen den hohen Niederschlagsraten und daraus resultierenden erhöhten Zink-Immissionen im Schwarzwald, Odenwald und dem Lee-Bereich des Standortes Stuttgart ausgegangen werden.

Für die Belastungssituation mit Blei und Cadmium kann Entwarnung gegeben werden. Wegen des stetigen, geringen Eintrages von Schwermetallen durch die atmosphärische Deposition ist die Fortführung der Dauerbeobachtung in reduziertem Umfang aber weiterhin notwendig, um ggfs. erneut Minderungsmaßnahmen empfehlen zu können.

4 Organische Schadstoffe

BELASTUNG VON VOGELEIERN UND KLEINSÄUGERN

Organohalogenverbindungen wie z.B. einige Pestizide und polychlorierte Biphenyle, Dioxine und Furane (PCB, PCDD/F) zählen in der Umwelt zu den besonders langlebigen Stoffen. Als synthetische Produkte des Menschen kommen sie in den Ökosystemen natürlicherweise nicht vor. Bedingt durch ihre hohe Fettlöslichkeit können sich diese Verbindungen sehr gut im tierischen und menschlichen Organismus anreichern, wo sie chronisch toxische und erbgutverändernde/krebserzeugende Wirkungen entfalten sowie endokrine Funktionen und die Fortpflanzung stören können.

Die Produktion und Anwendung dieser Substanzen ist inzwischen in Deutschland verboten, trotzdem sind sie aufgrund ihrer früheren Verwendung in der Umwelt weit verbreitet. Organochlorpestizide fanden u.a. als Insektizide und Fungizide in der Land- und Forstwirtschaft sowie in der Veterinär- und Humanmedizin Verwendung. PCB wurden eher indirekt durch ihre Verwendung als Isolator- oder Hydraulikflüssigkeiten bzw. als Weichmacher oder Flamm- schutzmittel in die Umwelt freigesetzt. PCDD/F werden nicht synthetisch hergestellt; sie können vielmehr bei chemischen Reaktionen (z.B. bei Verbrennungsprozessen) in Gegenwart von Chlor als Neben- oder Abfallprodukte entstehen.

Die Verbreitung und Anreicherung in lipophilen Umweltkompartimenten erklärt sich aus der Langlebigkeit und Fettlöslichkeit dieser Stoffe - Eigenschaften, die trotz des niedrigen Dampfdruckes zur Verflüchtigung mit anschließender globaler atmosphärischer Verteilung führen [WANIA 2004] und für die Bioakkumulation verantwortlich sind.

Da die höchsten Gehalte an Organohalogenverbindungen in den Endgliedern der Nahrungskette zu erwarten sind, wurde ihre Akkumulation in Vogeleiern, unter anderem von Meisen, Eulen und Wanderfalken, und in einer zweijährigen Pilotphase auch in Kleinsäugetieren gemessen. Zu den untersuchten Schadstoffen gehören Pestizide wie DDT (Dichlordiphenyl-trichlorethan) und dessen langlebigeres Abbauprodukt DDE (Dichlordiphenyldichlor-ethylen),

aber auch PCB, PCDD/F und PBDE (polybromierte Diphenylether, die als Flamm- schutzmittel eingesetzt werden).

Durch die Zusammenarbeit mit dem Freiburger Chemischen und Veterinär-Untersuchungsamt (CVUA-FR) und der Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW) liegen der LfU heute wertvolle Zeitreihen der Belastung von Wanderfalkeneiern mit verschiedenen Organochlorverbindungen vor [DDT, DDE, Heptachlorepoxyd (HCEP), Hexachlorbenzol (HCB), Hexachlorcyclohexan (HCH) und PCB]. Diese Stoffe zeigen nach Spitzenkonzentrationen in den 1970er Jahren (PCB in den 1980er Jahren) eine erfreuliche Abnahme. Trotzdem werden Vergleichswerte für Hühnereier von allen untersuchten Stoffen außer HCB auch heute noch in den Wanderfalkeneiern überschritten [EG 2001, RHmV 2003, SHmV 2003].

DDT IN WANDERFALKENEIERN

DDT bewirkt über eine Störung des Kalzium-Stoffwechsels eine Ausdünnung der Eischalen und dadurch einen verminderten Bruterfolg. Im Falle des DDT steht außer Frage, dass das Anwendungsverbot mit dazu beigetragen hat, das Aussterben des Wanderfalken zu verhindern. Dies wird durch den parallel aufgetragenen Schalenindex (Abb. 17) sowie die Dicke der Eischalen deutlich, die mit dem Rückgang der Kontamination zunimmt. Die Rückstände an Gesamt-DDT in den Wanderfalkeneiern bestehen zu über 99 % aus DDE, das deshalb hier dargestellt ist. Die kritische Schwelle, die schließlich zum Erlöschen der Population führt, liegt in Wanderfalkeneiern bei einer Konzentration an Gesamt-DDT von 75 - 100 µg/g Trockensubstanz (TS). Im Vergleich zur DDT-Kontamination der Falkeneier früherer Jahre erscheint das derzeit erreichte Niveau von 10 µg/g TS gering (Abb. 17). Gemessen am Futtermittelgrenzwert von 0,1 µg/g TS bedeutet die Kontamination der Falkeneier jedoch eine Überschreitung um den Faktor 100.

PCB IN WANDERFALKENEIERN

Wie DDT sind PCB kaum akut, sondern vielmehr chronisch toxisch. Als wichtige Symptome treten u.a. Chlor-

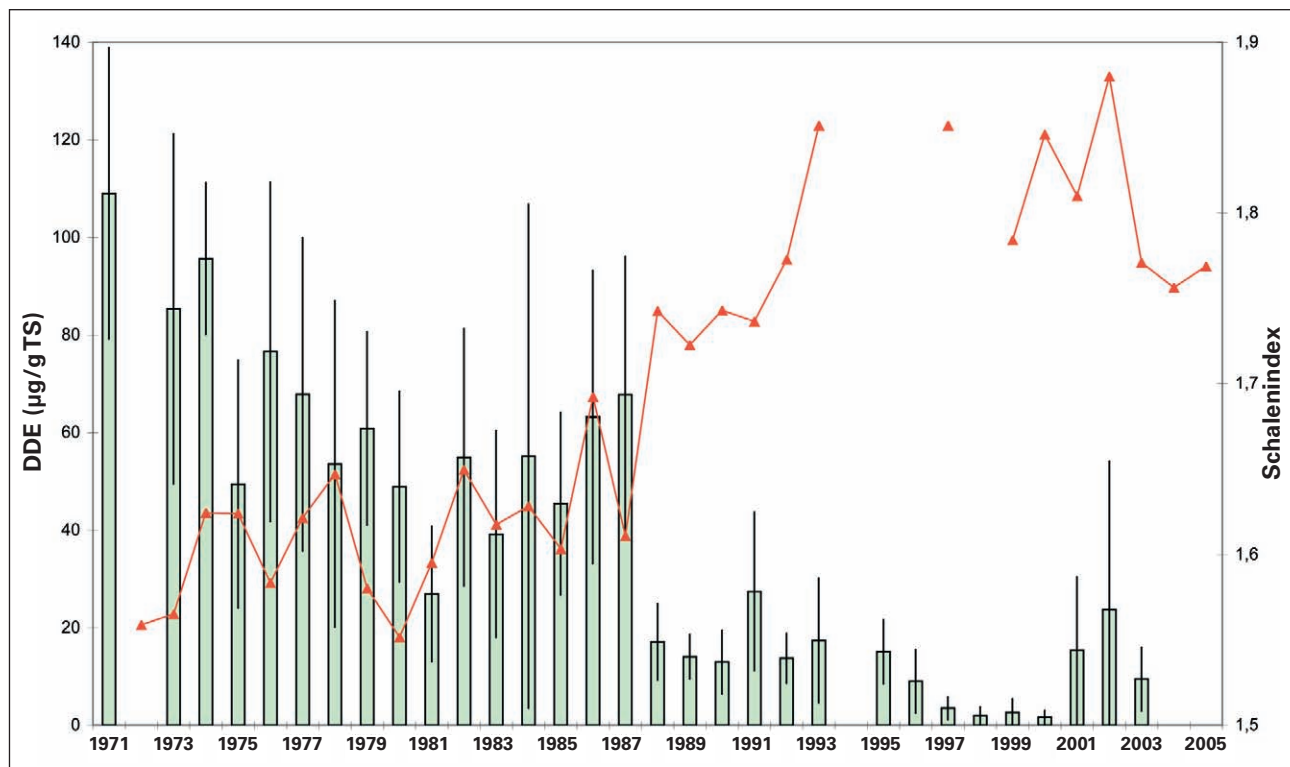


Abb. 17: DDE-Gehalt (linke Skala) in Wanderfalkeneiern aus Baden-Württemberg mit Standardabweichung. Schalenindex (△ rechte Skala), ermittelt nach SCHILLING & WEGNER [2001] und WEGNER et al. [2005].

akne, neuronale Schädigungen, Hemmung der Immunabwehr, Veränderungen im Hormonstoffwechsel und Fortpflanzungsstörungen auf [LUA 2002]. Darüber hinaus gelten PCB als krebserregend. Koplanare PCB wirken mechanistisch wie Dioxine. Die Gehalte der dioxinähnlichen PCB können als Dioxin-Äquivalente berechnet werden.

Aus der Zeitreihe der PCB-Gehalte (hier nicht dargestellt) geht hervor, dass sich die PCB-Gehalte Ende der 1980er Jahre um ca. 100 µg/g TS auf ca. 40 µg/g TS und in den 1990er Jahren bis 2003 auf ca. 15 µg/g TS reduziert haben. Gegenüber der Spitzenkontamination Mitte der 1980er Jahre ist dies ein Rückgang um den Faktor zehn. Der Grenzwert der Schadstoff-Höchstmengen-Verordnung von 3 µg/g TS [SHmV 2003] wird aber noch ca. fünffach überschritten.

Eine nach der dioxinartigen Wirkung gewichtete Auswertung der Daten unterstreicht die potenzielle Gefährdung des Wanderfalken durch PCB. Für 17 Eier aus den Jahren 2000 bis 2003 wurde exemplarisch die mittlere Gesamtbelastung mit toxischen Dioxin-Äquivalenten zu 397 pg WHO-TEQ/g TS berechnet [Hartwig 2004], wovon rund 15 % auf Dioxine und Furane und 85 % auf dioxinartige PCB zurückgehen (Abb. 18).

Damit wird der Höchstwert für Hühnereier von 0,75 pg-

WHO-TEQ/g TS 530fach überschritten [EG 2001]. Die ermittelten Dioxin-Äquivalente liegen meistens über der Wirkschwelle für Küken des Fischadlers (200 pg/g TS) und lassen aufgrund der Vergleichbarkeit auch eine Gefährdung der Wanderfalkenpopulation befürchten.

VERGLEICH DER ARTEN

Nur für die Belastung von Wanderfalkeneiern liegen ausreichend Daten zur Erstellung von Zeitreihen vor. Für den Vergleich der Belastung verschiedener Tierarten wurden aufgrund unterschiedlicher Datenlage für Vogeleier die Ergebnisse aus 2001 und für Waldspitzmäuse und Gelbhalsmäuse aus 1995 verwendet (Abb. 19). In den Kleinsäugetieren wurden die Schadstoffgehalte der Leber ermittelt [ALLGÖWER et al. 1997].

Von den untersuchten Schadstoffen treten die PCB und DDT samt Metaboliten mit Konzentrationen um 3 bis 4 µg/g Frischmasse (FM) am deutlichsten hervor, während die übrigen Pestizide in 100fach geringerer Konzentration vorkommen. Die PCB übersteigen die DDT-Gehalte in den meisten der untersuchten Vogelarten außer in Steinkauz und Dohle. Aufgrund ihrer Verwendung deuten PCB auf die Nähe menschlicher Ansiedlungen mit Industrie hin, während Pestizide mehr ein landwirtschaftlich geprägtes

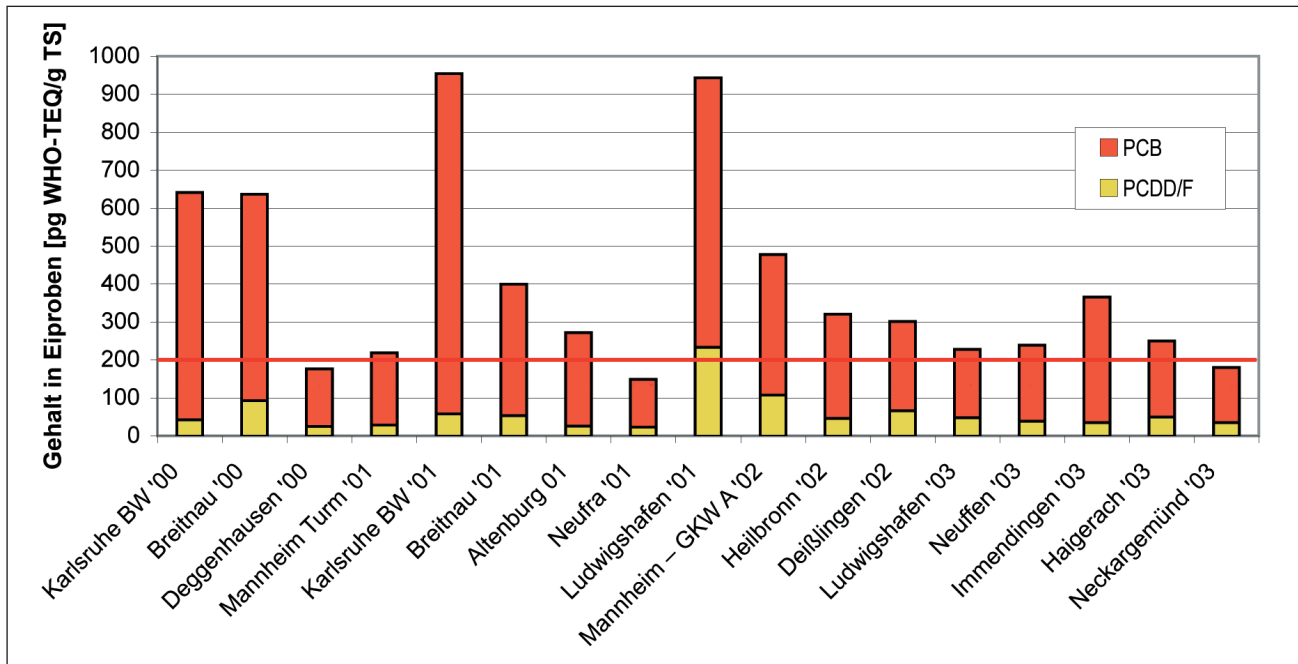


Abb. 18: Toxische Dioxin-Äquivalente in 17 Wanderfalkeneiern aus den Jahren 2000-2003. Die rote Linie bezeichnet die Schwelle einer Schädigung im Fischadler. Daten teilweise berichtet von MALISCH & BAUM [2004].

Habitat der Beutetiere anzeigen. In den Eiern der Schleiereule und in der Uhu-Probe sowie in den Kleinsäufern fällt das Übergewicht der PCB gegenüber DDT besonders auf.

Organochlorverbindungen betrug im Mittel 6,6 µg/g FM. Aus der Reihung der Organochlorbelastung lässt sich die Stellung der Vogelarten in der Nahrungspyramide ablesen:

Der Wanderfalke ist die am höchsten belastete der untersuchten Spezies. Die Gesamtbelastung der Falkeneier mit

Wanderfalke > Uhu > Schleiereule > Dohle = Steinkauz > Kohlmeise = Blaumeise > Tannenmeise

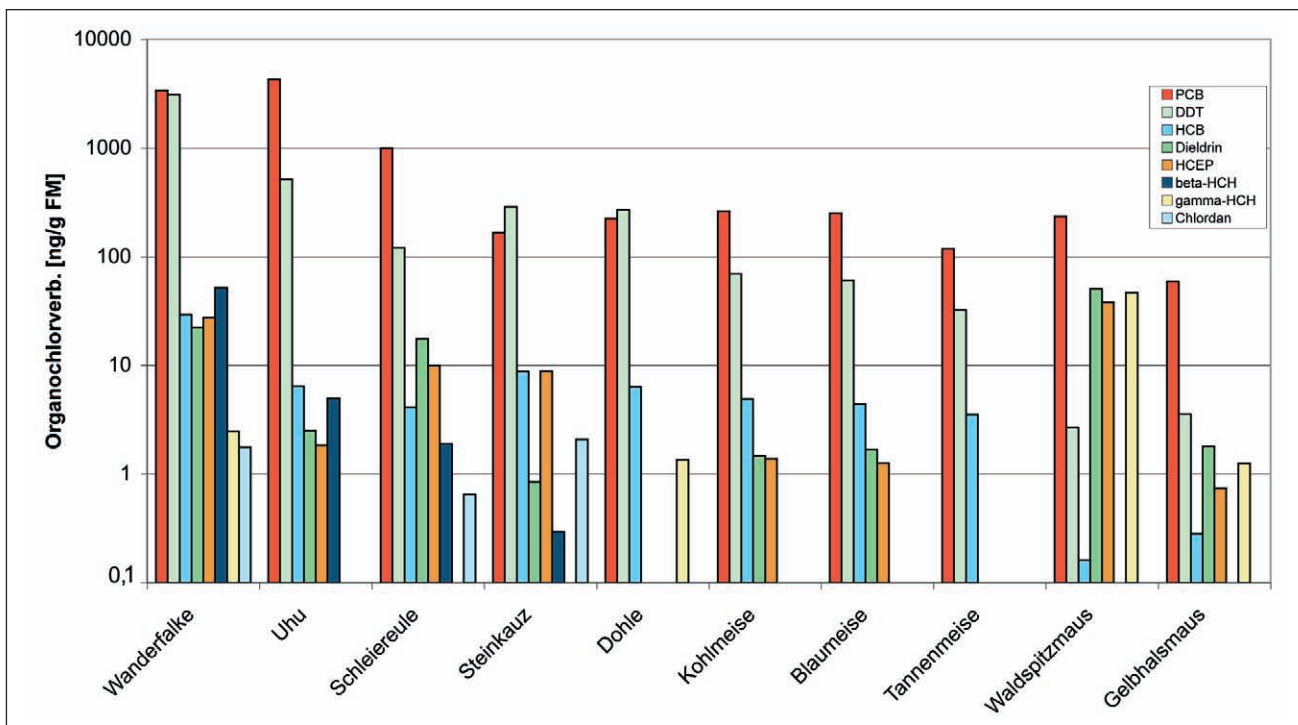


Abb. 19: Vergleich der Arten - Belastungsspektrum PCB und Pestizide (Vogeleier: Bezugsjahr 2001; Kleinsäuger: Bezugsjahr 1995/96).



Abb. 20: Der Wanderfalke (*Falco peregrinus*) ist im Rahmen des Projekts die am höchsten belastete Vogelart (Foto: B. Zoller).

Die Verteilung der HCH-Einzelsubstanzen zeigt Abbildung 19. Das beta-HCH ist mit seiner außergewöhnlichen Akkumulationsneigung und Langlebigkeit in Arten an der Spitze der Nahrungspyramide - wie nachstehend aufgeführt - besonders stark vertreten:

Wanderfalke > Uhu > Schleiereule > Steinkauz

In Eiern von Vögeln, die sich nicht von Warmblütern ernähren, kommt beta-HCH überhaupt nicht vor (Dohle und die Meisenarten). Dagegen findet sich in Dohleneiern durchaus das gamma-HCH (Lindan), das den eigentlichen insektiziden Wirkstoff darstellt und in der Tiermedizin noch ein begrenztes Anwendungsspektrum hat, wohingegen die Ausbringung von technischem HCH, das auch das β -Isomer enthält, in Deutschland seit Ende der 1970er Jahre verboten ist.

Während PCB, DDT und HCB in allen untersuchten Spezies vertreten sind, weisen Eier der Tannenmeise sonst keine Organochlorverbindungen auf (Abb. 19). In dem geringen Belastungsgrad dieser Spezies spiegelt sich ihre

Lebensweise als Kulturflüchter wider, während Kohlmeise und Blaumeise eher als Kulturfolger anzusprechen sind und demzufolge höhere Konzentrationen aufweisen sowie eine größere Anzahl verschiedener Schadstoffe enthalten (zusätzlich Dieldrin und HCEP).

ORGANOCHLORVERBINDUNGEN IN KLEINSÄUGERN

Anhand der Kleinsäuger und ihres Lebensraumes wurde der Transfer der Schadstoffe über mehrere Glieder der Nahrungskette untersucht (Unterboden, Oberboden, Regenwurm, herbivore Gelbhalsmaus, karnivore Waldspitzmaus). Dabei verhielten sich einzelne Organochlorverbindungen unterschiedlich im Ökotransfer [ALLGÖWER et al. 1997].

Lindan (γ -HCH) reicherte sich an stark kontaminierten Standorten bevorzugt in Waldspitzmäusen an. Dagegen wurde an einem geringer belasteten Waldstandort ein größerer Anteil im Boden gespeichert.

Beim Transfer von PCB ist eine einheitliche Linie zu erkennen: Die Belastung steigt mit der Stellung in der Nahrungskette an.

Der Transfer des DDE gestaltet sich uneinheitlich. Am auffälligsten ist die deutliche Akkumulation im Oberboden eines gering belasteten Waldstandortes. Anders als bei anderen Organochlorverbindungen weisen Gelbhalsmaus und Waldspitzmaus eine fast identische DDE-Belastung auf. Dieses Akkumulationsverhalten entspricht nicht der Stellung in der Nahrungspyramide und ist wahrscheinlich mit der für Waldspitzmäuse typischen geringen Abbauleistung für DDT zu erklären.

REGIONALE BELASTUNGSUNTERSCHIEDE

Die Ergebnisse der Wanderfalkeneier der Jahre 2001 bis 2003 erlauben die Identifizierung regionaler Belastungsunterschiede, die mit der ökologischen Raumgliederung Baden-Württembergs dargestellt werden können. Zunächst ist die Lage des Horstes (Gebäudebrüter > Felsbrüter > Brückenbrüter) als Einflussgröße für die Höhe der Belastung mit DDT und PCB zu erkennen [HARTWIG 2004]. Dieser Einfluss wird von der menschlichen Besiedelungsdichte überlagert (Abb. 21). Am stärksten mit Gesamt-DDT belastet sind die Standorte in den Regionen Kraichgau/Stromberg (20) und Nördlicher Oberrheingraben (22), gefolgt von der Region Hochschwarzwald (28). Auch bei PCB

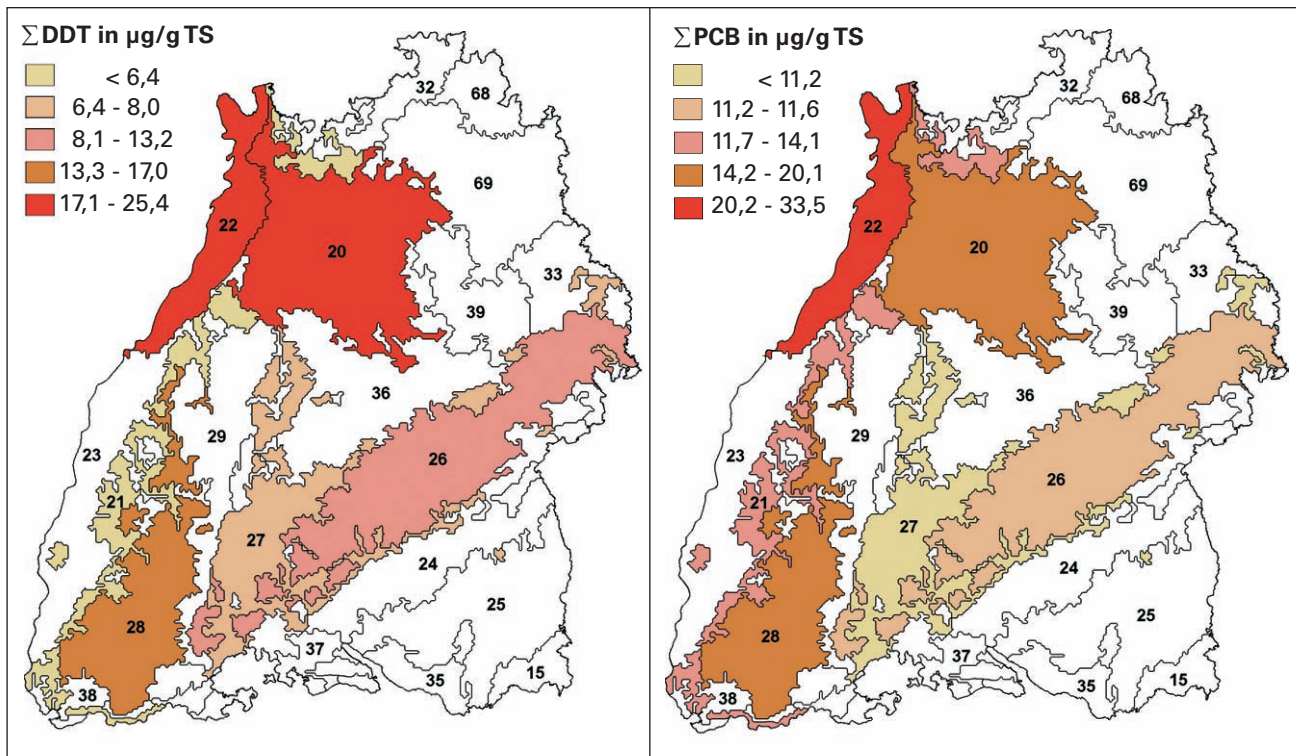


Abb. 21: Abstufung von Raumgliederungsklassen Baden-Württembergs nach dem mittleren DDT-bzw. PCB-Gehalt der Wanderfalkeneier der Jahre 2001 bis 2003.

weist die Raumklasse 22 die höchste Belastung auf, gefolgt von den Klassen 20 und 28. Die Standorte der Regionen Albvorland (27), Vorbergzone (21) und Schwäbische Alb (26) sind dagegen im Durchschnitt eher niedriger mit PCB kontaminiert. Somit ergibt sich die Höhenlage als weitere Einflussgröße für die Schadstoffbelastung der Eier, denn der Hochschwarzwald (28) und die Schwäbische Alb (26) sind bezüglich beider Stoffe mindestens eine Stufe höher belastet als die jeweils westlich vorgelagerten Raumklassen Vorbergzone (21) bzw. Albvorland (27).

Der Einfluß der Höhenlage ist kompatibel mit der Theorie der globalen Destillation [WANIA 2004], wonach persistente, schwerflüchtige Stoffe durch Verdunstung und Verdriftung global verteilt werden und sich durch Ausfrieren an den Polen und in Gebirgsregionen anreichern.

ZUSAMMENFASSUNG

Für Baden-Württemberg wurde geprüft in welchen Konzentrationen Organohalogenverbindungen mit geeigneten Bioindikatoren in der Umwelt nachgewiesen werden können und, ob Auswirkungen auf die belebte Umwelt festzustellen sind. Aufgrund der exponierten Stellung des Wanderfalken in der Nahrungspyramide eignen sich Resteier dieses Vogels am besten als Indikatoren für eine Belastung des Ökosystems mit schwer abbaubaren fettlöslichen Schadstoffen. Die Untersuchungen ergaben eine Abnahme der Umweltbelastung mit DDT, DDE, Heptachlorepoxyd, Hexachlorbenzol, Hexachlorcyclohexan und PCB als Auswirkung von Verwendungsverböten und anderen Minderungsmaßnahmen. Eine Entwarnung kann jedoch nicht gegeben werden; denn z. T. lassen sich hohe Konzentrationen noch nachweisen und Vergleichswerte werden bis zu 1000fach überschritten. Alle der stichprobenartig auch auf PCDD/F untersuchten Wanderfalkeneier waren mit Dioxin-Äquivalenten zwischen der Wirkschwelle und deren fünffachem Wert belastet. Diese Belastung ist zu 85 % auf PCB zurückzuführen, die damit als besonders kritische Schadstoffgruppe identifiziert wurden.

5 Luftreinhaltemaßnahmen erfolgreich

SCHADSTOFFANALYSEN UND BIOMONITORING ERGÄNZEN SICH IN IHRER AUSSAGE

Luftschadstoffe sind spätestens seit Mitte der 1970er Jahre ins Bewusstsein der Öffentlichkeit gerückt. So führten die durch Luftschadstoffe ausgelösten „neuartigen Schäden in Wäldern“ in Form hoher Nadelverluste vor allem bei Tannen und das Absterben ganzer Bäume zu einer verstärkten Wahrnehmung dieser Entwicklung.

Die Politik war zum Handeln aufgefordert. Ursachenforschung und ein Biomonitoring der Schäden mussten durchgeführt werden. Eine systematische Untersuchung der beobachteten Phänomene – Waldschäden, Versauerung, Eutrophierung – und die Entwicklung eines mittelfristig angelegten Untersuchungsprogramms waren notwendig, um weitere Umweltschäden rechtzeitig zu erkennen. Damit wurde es möglich, der Umweltpolitik eine Datengrundlage für Luftreinhaltemaßnahmen zu liefern und Instrumentarien für eine Erfolgskontrolle zur Verfügung zu stellen.

Seit 1984 werden die Immissionen von Stickstoffoxiden und Schwefeldioxid in verschiedenen Umweltmedien bestimmt und deren Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften in Wald und Grünland ermittelt. Die Wirkungen von Ozon auf Pflanzen werden in einem aktiven Monitoring untersucht. Ergebnisse zur Versauerungswirkung der luftgetragenen Schadstoffe in verschiedenen Umweltkompartimenten sind in Kapitel 6 zusammengestellt.

WALD UND GRÜNLAND

Die Untersuchungen auf den Grünland- und Wald-Dauerbeobachtungsflächen wurden 1985 bzw. 1988 begonnen. Um die Hintergrundbelastung zu erfassen, wurden möglichst Flächen ausgewählt, die nicht direkt von einem Emittenten beeinflusst waren. Die Gehalte von Stickstoff und Schwefel wurden auf den Grünland-Dauerbeobachtungsflächen in Aufwuchsmischproben und auf den Wald-Dauerbeobachtungsflächen in Blatt- und Nadelproben von Buchen, Eschen und Tannen in der Baum- und Krautschicht untersucht. Die Daten wurden mit dem Normalwertverfahren ausgewertet [ERHARDT et al. 1996, KREIMES 1999].

SCHWEFEL

Der Gehalt an Schwefel in Tannennadeln und Buchenblättern im Wald war über den Beobachtungszeitraum von 1985 bis 2004 leicht rückläufig: Am deutlichsten zeigte sich dies bei Tannennadeln mit einem Rückgang des Schwefelgehaltes um 16% seit 1985/1986 auf 1032 mg/kg TS in der Baumschicht bzw. auf 1058 mg/kg TS in der Krautschicht im Jahr 2004. 1985/1986 waren die Konzentrationen an einem Drittel der untersuchten Wald-Dauerbeobachtungsflächen leicht bis deutlich erhöht. Im Jahr 2004 wiesen alle untersuchten Dauerbeobachtungsflächen in Buchenblättern der Krautschicht einen Schwefelgehalt im Normalwertbereich auf.

Der Schwefelgehalt der Pflanzen auf den Grünland-Dauerbeobachtungsflächen hat sich während des gesamten Beobachtungszeitraums deutlich verringert. 1988 war bei neun Flächen der Schwefelgehalt in Pflanzenproben leicht erhöht bis erhöht. Bei sechs Flächen konnte keine Erhöhung des Schwefelgehaltes festgestellt werden (Abb. 22). 2003 hatte sich der Schwefelgehalt im Grünlandaufwuchs fast vollständig normalisiert; nur zwei von 18 Flächen wiesen noch Pflanzenproben mit leicht erhöhtem Gehalt auf (Abb. 22).

STICKSTOFF

Der Stickstoffgehalt zeigte in Tannennadeln und Buchenblättern der Baum- und Krautschicht eine leicht zunehmende Tendenz. In Buchenblättern war Stickstoff mit 23.500 - 24.000 mg/kg TS generell höher konzentriert als in Tannennadeln mit 11.000 - 13.000 mg/kg TS. Zu Beginn der Untersuchungen des Stickstoffgehaltes in Buchenblättern der Krautschicht 1990 wurde an drei Wald-Dauerbeobachtungsflächen eine Unterversorgung festgestellt. Im Jahr 2004 traf dies auf keine Wald-Dauerbeobachtungsfläche mehr zu.

In Grünlandpflanzen stieg der durchschnittliche Gehalt an Stickstoff von 14.400 mg/kg TS im Jahre 1988 auf 19.500 mg/kg TS im Jahre 1999 bzw. 17.500 mg/kg TS im Jahre 2003. Ein Vergleich der Stickstoffwerte der Aufwuchsmischproben aus den Jahren 1999 und 2003 weist bei 11

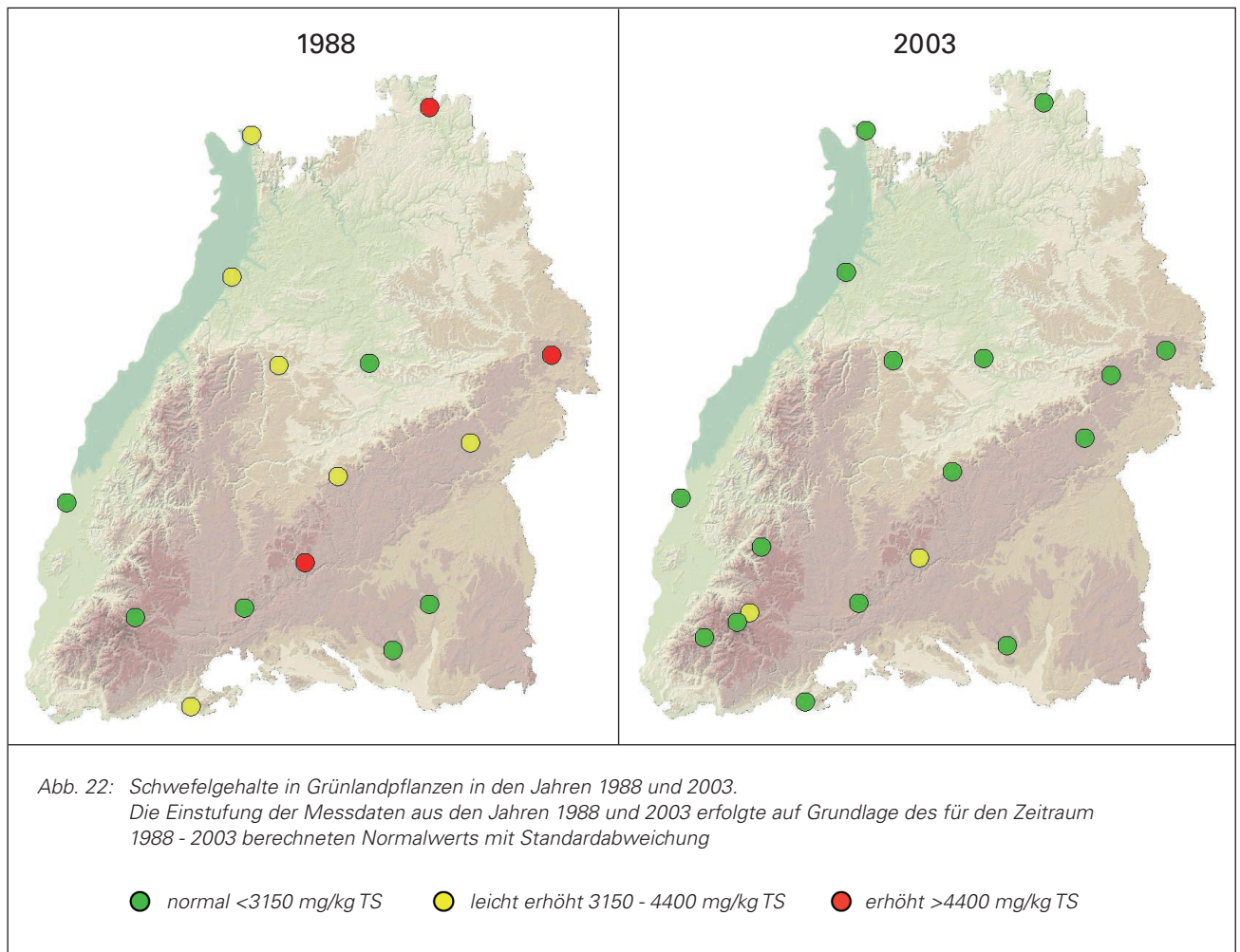


Abb. 22: Schwefelgehalte in Grünlandpflanzen in den Jahren 1988 und 2003. Die Einstufung der Messdaten aus den Jahren 1988 und 2003 erfolgte auf Grundlage des für den Zeitraum 1988 - 2003 berechneten Normalwerts mit Standardabweichung

● normal <3150 mg/kg TS ● leicht erhöht 3150 - 4400 mg/kg TS ● erhöht >4400 mg/kg TS

der 18 Flächen eine Verminderung des Stickstoffgehalts in der Trockensubstanz auf. Auf 2 Dauerbeobachtungsflächen hat sich keine Änderung ergeben. Die übrigen 5 Flächen wiesen 2003 Stickstoffgehalte in der Trockensubstanz der Aufwuchsmischprobe über den Werten von 1999 auf. Die Daten liegen im unteren, für nährstoffärmere Standorte charakteristischen Bereich.

STICKSTOFF-ZEIGERWERTE NACH ELLENBERG

Die Auswertung des Vorkommens von Arten mit Zeigerwerten und des Deckungsgrades [ELLENBERG et al. 1992] können erste Hinweise auf umweltbedingte Veränderungen der Standortfaktoren geben. Bei Eutrophierung ist z. B. eine Zunahme des Zeigerwertes Stickstoffzahl N durch vermehrtes Auftreten stickstoffliebender Pflanzen in der Krautschicht der Wald- und Grünland-Dauerbeobachtungsflächen zu erwarten. Standortfaktoren wie Licht, Temperatur und Feuchte spielen bei der Ausprägung der Vegetationszusammensetzung ebenfalls eine Rolle und müssen bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden. Die Stickstoffzahl ermöglicht eine grobe Einordnung in die

Skala von 1 für stickstoffärmste Standorte bis 9 für übermäßig stickstoffreiche Standorte.

Die nach [ELLENBERG et al. 1992] errechnete Stickstoffzahl für die Vegetation der Krautschicht der Wald-Dauerbeobachtungsflächen erreichte auf den besonders nährstoffreichen Standorten wie etwa 1071-Leutkirch (siehe Anhang) einen Wert um 7. Die nährstoffarmen Standorte des Schwarzwaldes wie 1370-Murgschifferschaft wiesen Werte um 3 auf. Das entspricht der Vegetation stickstoffarmer Standorte [THOMAS 2005].

Außer bei den genannten Flächen 1071-Leutkirch und 1370-Murgschifferschaft sind keine auffälligen Schwankungen zu erkennen. Als Ursache für den Rückgang der Stickstoffzahl in den Jahren 1997 und 2004 auf der Fläche 1071-Leutkirch ist die Abnahme des Stickstoffzeigers Giersch (*Aegopodium podagraria*) zu nennen. Die Schwankungen auf der Fläche 1370-Murgschifferschaft wurden durch die Änderungen der Deckungswerte von Breitblättrigem Dornfarn (*Dryopteris dilatata*) und Heidelbeere

(*Vaccinium myrtillus*) bewirkt. Der Breitblättrige Dornfarn hat als einzige Art dieser Fläche die Einstufung 7, während die Heidelbeere mit 3 eingestuft wurde. Ein eindeutiger Trend in Richtung höherer Stickstoffzahl ist für keine Dauerbeobachtungsfläche zu erkennen. Die in den letzten 15 Jahren beobachtete Zunahme des Stickstoffeintrages in Buchenblättern und Tannennadeln lässt sich bislang nicht durch eine veränderte Artenzusammensetzung in der Krautschicht bestätigen.

Auch für die Entwicklung der Vegetation der Grünland-Dauerbeobachtungsflächen wurden die Stickstoffzahlen zur Interpretation der aktuellen Bestandsentwicklung berechnet. Im Jahr 2003 wurde auf 12 von 18 Flächen eine deutliche Zunahme der Magerkeitszeiger (N 1 und 2) festgestellt. Am auffälligsten ist die Zunahme des Feld-Thymians (*Thymus pulegioides*), des Echten Schafschwingels (*Festuca ovina*) und des Habichtkrauts (*Hieracium pilosella*). Ursachen der Zunahme liegen auf der einen Seite im ungewöhnlich trocken-warmen Witterungsverlauf 2003 und in Veränderungen in der Bewirtschaftung (z. B. Dauerbeobachtungsfläche 2150-Dellenhäule (siehe Anhang). Auf der anderen Seite wurde auf allen Dauerbeobachtungsflächen ein Rückgang bei den Nährstoff- oder Stickstoffzeigern, sowohl in der Artenzahl als auch im Deckungsgrad, festgestellt. Die aktuelle hohe Anzahl guter Magerkeitszeiger und die teilweise deutliche Zunahme der Deckung sowie der sehr geringe Anteil von mäßigen bis echten Nährstoff- oder Stickstoffzeigern (N 6 - 9) lassen, ebenso wie die Daten aus der chemischen Analytik der Jahre 1999 und 2003, einen immissionsbedingten Einfluss auf den Stickstoffhaushalt für 16 von 18 Dauerbeobachtungsflächen für unwahrscheinlich erscheinen. Dagegen könnte in Übereinstimmung mit den chemischen Daten 2003 der bei der Fläche 2240-Küßnach (siehe Anhang) festgestellte Rückgang der Magerkeitszeiger (N 1 und 2) sowie die leichte Zunahme im Deckungsanteil von mäßigen Nährstoff- oder Stickstoffzeigern (N 6 und 7) auf einen immissionsbedingten Einfluss des Stickstoffs deuten. Auch bei der Dauerbeobachtungsfläche 2400-Bisten (siehe Anhang) lassen die hohe Anzahl und der zunehmende Deckungsanteil von mäßigen Nährstoff- und Stickstoffzeigern (N 5 - 7) entgegen dem Trend bei den Analysendaten einen immissionsbedingten Einfluss auf den Stickstoffhaushalt möglich erscheinen.

Für die meisten Grünland-Dauerbeobachtungsflächen ist kaum ein Einfluss immissionsbedingter Stickstoffeinträge

feststellbar. Vor einem möglichen Einfluss durch immissionsbedingte Stickstoffeinträge auf die Vegetationsentwicklung sind zunächst bewirtschaftungs- und witterungsbedingte Faktoren in Betracht zu ziehen. Ganz besonders entscheiden Art, Umfang und Zeitpunkt der Bewirtschaftung über Aushagerung und Artenvielfalt von Grünlandstandorten [BRIEMLE et al. 1991].

TERRESTRISCHE WALDSCHADENSINVENTUR

Hohe Nadelverluste vor allem der Tannen und Absterben ganzer Bäume führten Ende der 1970er Jahre zur verstärkten Wahrnehmung neuartiger Waldschäden. 1983 wurde deshalb die Terrestrische Waldschadensinventur durch die Forstverwaltung (FVA – Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg) eingeführt.

Seit 1986 wird die Waldschadensinventur auch auf den Wald-Dauerbeobachtungsflächen des ÖKWI in Anlehnung an das Verfahren der FVA durchgeführt [FVA 2004]. Die Schadstufen 0 - 4 wurden anhand der Nadel-/Blattverluste und dem Anteil an vergilbten Nadeln bzw. Blättern bestimmt. Auf jeder Dauerbeobachtungsfläche wird der Zustand von ca. 10 Bäumen erfasst. Hauptbaumart ist die Buche mit einem Anteil an den insgesamt erfassten Bäumen von 69 %, gefolgt von Tanne und Fichte mit jeweils 7 %. Im Schwarzwald und Allgäu dominieren Fichte und Tanne. Eiche, Esche und Hainbuche sind in der Rheinebene bestandsbildend, auf den anderen Dauerbeobachtungsflächen lediglich beigemischt. In der Regel wurden die gleichen Bäume eines Bestandes bonitiert. Ausfälle durch Sturmereignisse wie z.B. „Wiebke“ 1992 und „Lothar“ 1999 wurden z. T. durch Neuausweisung zu bonitierender Bäume ersetzt.

Seit Beginn der Untersuchungen hat sich der Zustand des Waldes der Dauerbeobachtungsflächen tendenziell verschlechtert (Abb. 23). Im Zeitraum von 1992 bis 1997 zeigte sich ein Trend zur Erholung der Waldbestände. 2003 stieg jedoch der Anteil der geschädigten Bäume der Schadstufe 2 - 4 aufgrund der extremen Hitze und Trockenheit während der Sommermonate auf 40 %. Die Kronen der Waldbäume reagieren empfindlich auf verschiedene Einflussfaktoren wie Schadstoffeinträge und Nährstoffgehalte, aber auch auf den Witterungsverlauf oder biotische Einflüsse (Insekten, Pilzbefall).

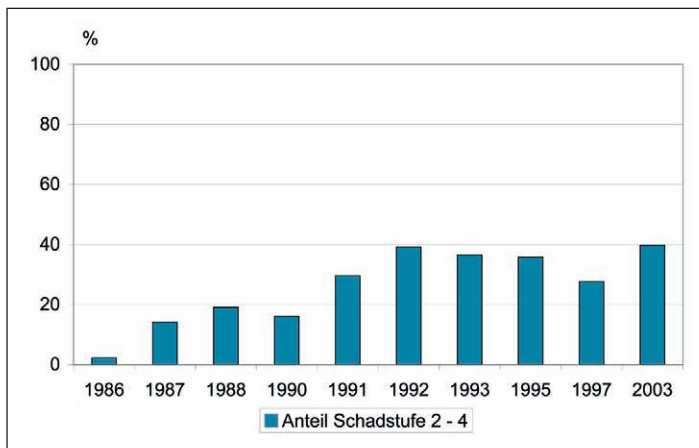


Abb. 23: Anteil der deutlich geschädigten Bäume (Kombinationsschadstufe 2 - 4) aller Baumarten der Wald-Dauerbeobachtungsflächen.

Im Vergleich zu den Ergebnissen der FVA für das Jahr 2003 (Schadstufe 2 - 4 ca. 28 %) liegt der Anteil an mittel bis stark geschädigten Bäumen für die Wald-Dauerbeobachtungsflächen immer noch um 12 % höher. Die Dauerbeobachtungsflächen des ÖKWI sind seit Beginn der Untersuchung 1986 von der Bewirtschaftung ausgenommen. Die sonst bei Bewirtschaftungsmaßnahmen entfernten schwachen oder geschädigten Bäume sind somit erhalten geblieben. Die ausbleibenden Bewirtschaftungsmaßnahmen führen auch zu einem relativ dichten Bestand. Erhöhte Blatt- und Nadelverluste und schlechte Einsehbarkeit der Baumkronen sind die Folge. Daher sind die Ergebnisse auf andere Waldflächen des Landes nur begrenzt übertragbar.

FLECHTENKARTIERUNG

Flechten eignen sich aufgrund ihrer morphologischen Voraussetzungen besonders als Bioindikatoren für die Luftqualität. Sie haben anders als Gefäßpflanzen kein schützendes Abschlussgewebe (Cuticula) und sind daher den immissionsbedingten Umweltbelastungen aus der Luft - insbesondere über Niederschläge und Stäube, aber auch Gase (z.B. Ozon, Ammoniak) - unmittelbar ausgesetzt. Es handelt sich bei den Flechten um langlebige Organismen, die der Wirkung von Immissionen ständig unterliegen, denn eine jahreszeitliche Minderung bzw. Vermeidung der Einwirkung durch Abwurf oder Erneuerung von Organen wie bei den höheren Pflanzen ist den Flechten nicht möglich. Flechten eignen sich daher hervorragend, um die räumliche und zeitliche Verteilung von säurebildenden und eutrophierenden Luftschadstoffen zu erfassen.

Seit 1985 werden auf der Borke von Bäumen wachsende Flechten (Epiphyten) untersucht. Wiederholungskartierungen in den Jahren 1990-1992, 1996 und 2002 dokumentieren eindrucksvoll die enormen Veränderungen des Flechtenbewuchses und belegen die positive Wirkung von Maßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität, zeigen jedoch gleichzeitig noch vorhandene Problemfelder und Unterschiede in der Luftqualität des Landes auf.

BONITIERUNG DER FLECHTENVORKOMMEN

Abbildung 24 belegt die positive Entwicklung des Flechtenbewuchses auf den Wald-Dauerbeobachtungsflächen seit Beginn der Untersuchungen. Die 4 Kartierungen zeigen einerseits einen deutlichen zeitlichen Trend und andererseits eine räumliche Verteilung von Belastungsschwerpunkten in Baden-Württemberg auf. Dargestellt sind die sogenannten Bonitierungsklassen basierend auf der Artenzahl nach WIRTH & OBERHOLLENZER [1991].

Anhand der zeitlichen Entwicklung ist zu erkennen, dass seit der ersten Erhebung des Flechteninventars landesweit eine deutliche Zunahme der Arten stattgefunden hat. Selbst in den Belastungsschwerpunkten des nördlichen Oberrheingraben und angrenzender Gebiete des Odenwaldes und des Kraichgaus sowie im Großraum Stuttgart ist zumindest in den letzten Jahren eine Verbesserung eingetreten. Die landesweite Zunahme der Arten ist auf eine Verbesserung der Umweltbedingungen zurückzuführen. Diese Verbesserung wird auch durch das Auftreten von neuen, empfindlicheren Arten an ehemals flechtenartenarmen Standorten belegt.

FLECHTENVORKOMMEN UND VERSAUERUNG

Einige Luftverunreinigungen bestimmen in besonderem Maße das Vorkommen und die Artenzusammensetzung der Flechtengesellschaften. Eine große Rolle spielt dabei das Schwefeldioxid, der Menge und Verbreitung nach einer der bedeutendsten Luftschadstoffe. SO_2 -Immissionen sind maßgeblich an der Entstehung des sogenannten „Sauren Regens“ beteiligt und tragen einen großen Anteil an der Versauerung von Böden und Gewässern und den damit verbundenen negativen Wirkungen auf Flora und Fauna. Die Reaktion auf Immissionen fällt bei den einzelnen Flechtenarten unterschiedlich aus. Manche Arten verschwinden bereits bei geringen Luftbelastungen, andere Flechtenarten überdauern selbst große Luftverunreinigungen und sind auch noch in Ballungsräumen anzutreffen. Dieser Effekt

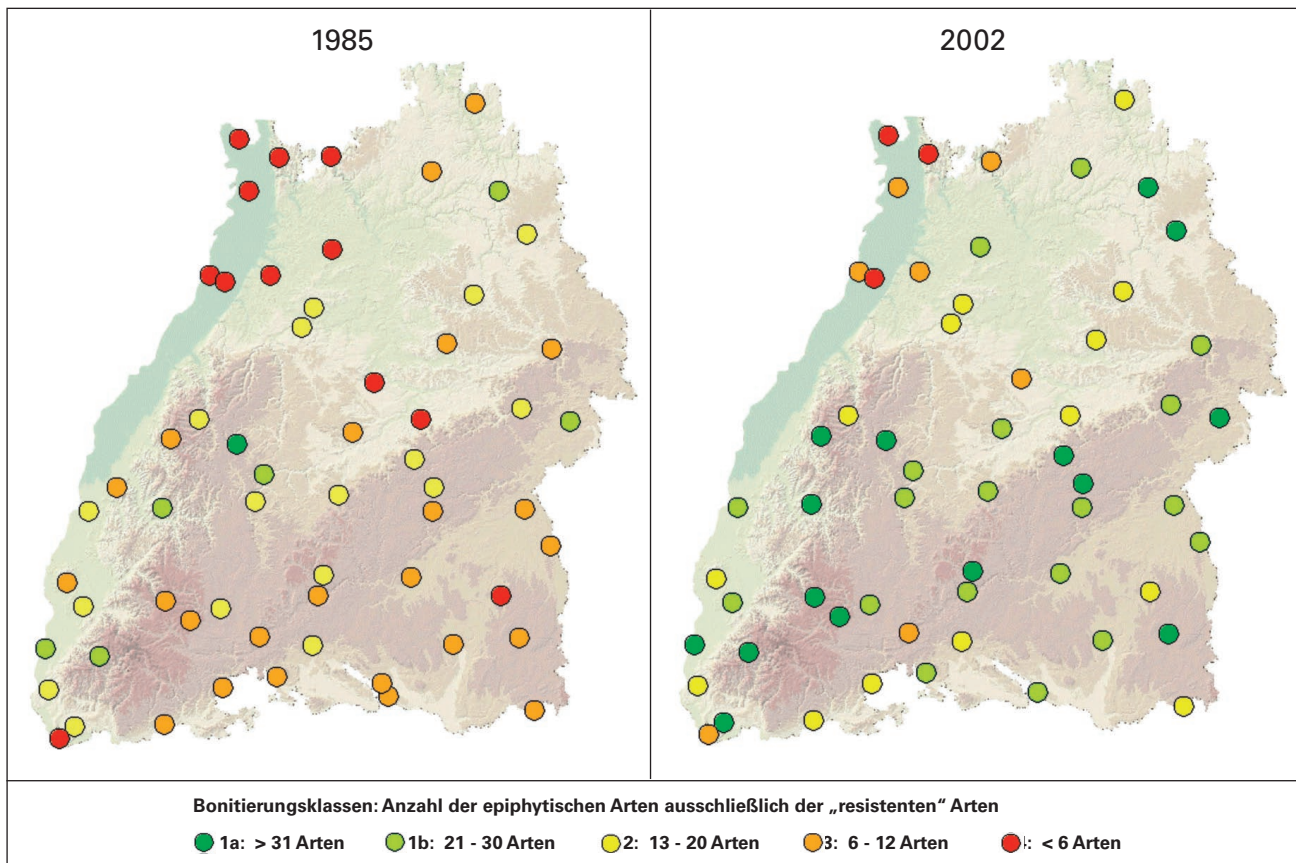


Abb. 24: Ergebnisse der Flechten-Bonitierung der Wald-Dauerbeobachtungsflächen 1985 und 2002.

wird sowohl bei großräumigen Untersuchungsansätzen als auch bei kleinräumigen emittentennahen Kartierungen genutzt, um Belastungsschwerpunkte von weniger stark belasteten Räumen abzugrenzen.

Seit Beginn der ersten Kartierungen weist die Entwicklung der Flechten eine massive landesweite Abnahme der SO_2 -Belastung bis in die Gegenwart nach. Besonders hat die gegenüber sauer wirkenden Luftverunreinigungen als sehr resistent geltende Krustenflechte *Lecanora conizaeoides* abgenommen. An zahlreichen, als stark belastet eingestuften Flächen hat sich dieser Trend von *Lecanora conizaeoides* bis heute fortgesetzt. Bereits die zweite Flechtenerhebung Anfang der 1990er Jahre zeigte an fast allen artenarmen Dauerbeobachtungsflächen einen Rückgang dieser toxisch-toleranten Flechtenart. Mittlerweile ist *Lecanora conizaeoides* an mehreren Dauerbeobachtungsflächen ganz verschwunden. Dies ist auf die abnehmende Säurebelastung zurückzuführen.

In Abbildung 25 ist der mittlere Anteil der Flechte *Lecanora conizaeoides* pro Dauerbeobachtungsfläche in Prozent dargestellt. Abbildung 25 verdeutlicht eine ganz erhebliche Zunahme von Standorten mit einem rückläufigen Flächen-

anteil von *Lecanora conizaeoides*. Es ist zu erkennen, dass der nördliche Teil von Baden-Württemberg wesentlich stärker durch SO_2 -Immissionen geprägt ist als der südliche Landesteil.

FLECHTENVORKOMMEN UND EUTROPHIERUNG

Ein im letzten Jahrzehnt vielfach in Mitteleuropa beobachtetes Phänomen ist die deutliche Zunahme nitrophiler d.h. stickstoffliebender Arten. Als nitrophil eingestufte Arten haben sich auch auf den untersuchten Flächen angesiedelt oder stark ausgebreitet, wobei es sich auf den kartierten Untersuchungsflächen bisweilen nur um einzelne Lager handelt. Die Zunahme der nitrophilen Arten wurde bereits 1996 beobachtet und für 15 Dauerbeobachtungsflächen angegeben. Im Jahr 2002 hat sich diese Tendenz auf neun weitere Dauerbeobachtungsflächen ausgeweitet. Ein Großteil der neuen Arten, die auf den früher stärker schadstoffbelasteten Dauerbeobachtungsflächen auftreten sind mäßig toxisch-tolerante Krustenflechten. Letztere kommen auch mit einer höheren Eutrophierung zurecht. Darüber hinaus lassen sich nachgewiesene Blattflechtenarten als stickstofftolerant oder gar als nitrophile Arten einstufen. Der Abbildung 26 ist die enorme Ausbreitung

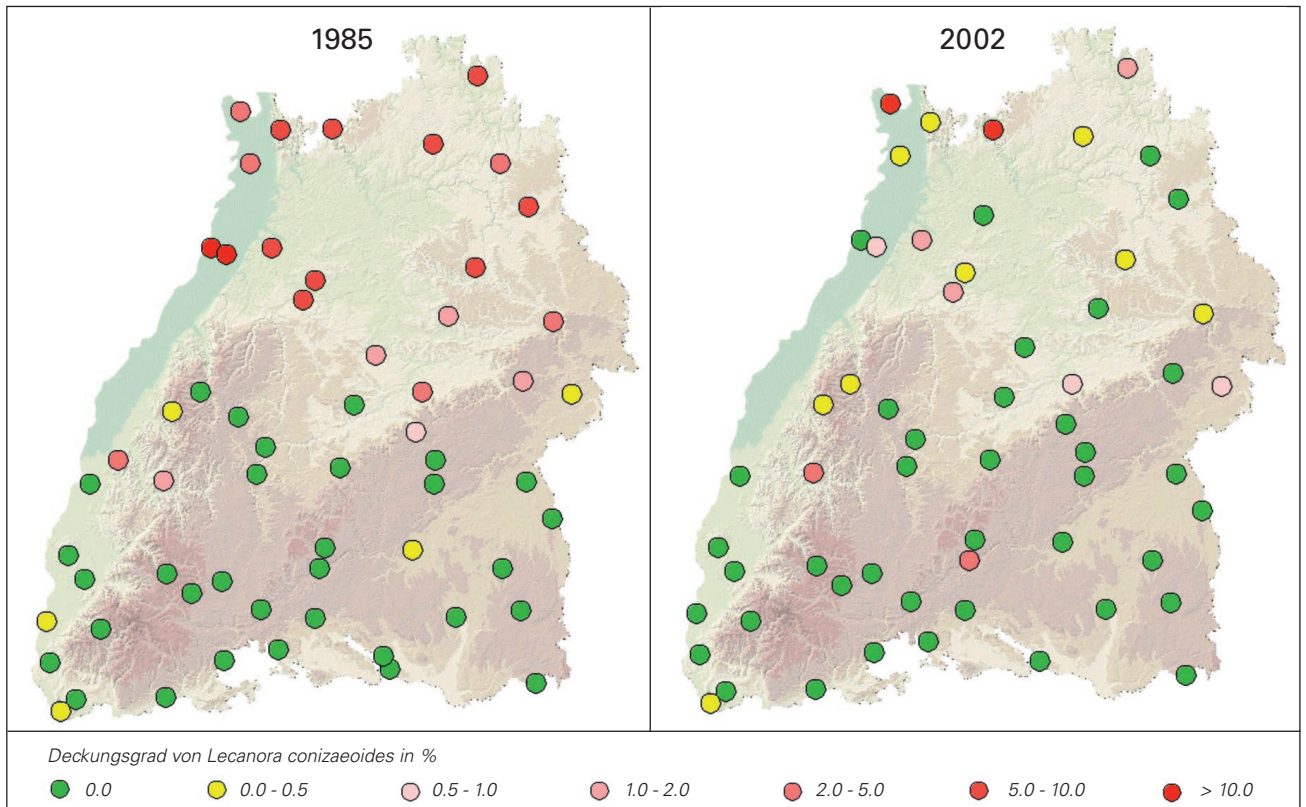


Abb. 25: Entwicklung von *Lecanora conizaeoides* auf den Wald-Dauerbeobachtungsflächen 1985 und 2002.

der nitrophilen Arten Zarte Schwielenflechte (*Physcia tenella*), Gewöhnliche Gelbflechte (*Xanthoria parietina*), Vielfruchtige Gelbflechte (*X. polycarpa*) und einer Unterart der Schwielenflechte (*Phaeophyscia ssp.*) im Verlaufe der

letzten 17 Jahre zu entnehmen. Diese Arten konnten bei rückläufiger SO₂-Belastung und weiterhin hohen Stickstoff-Einträgen zahlreiche Wald-Dauerbeobachtungsflächen neu besiedeln.

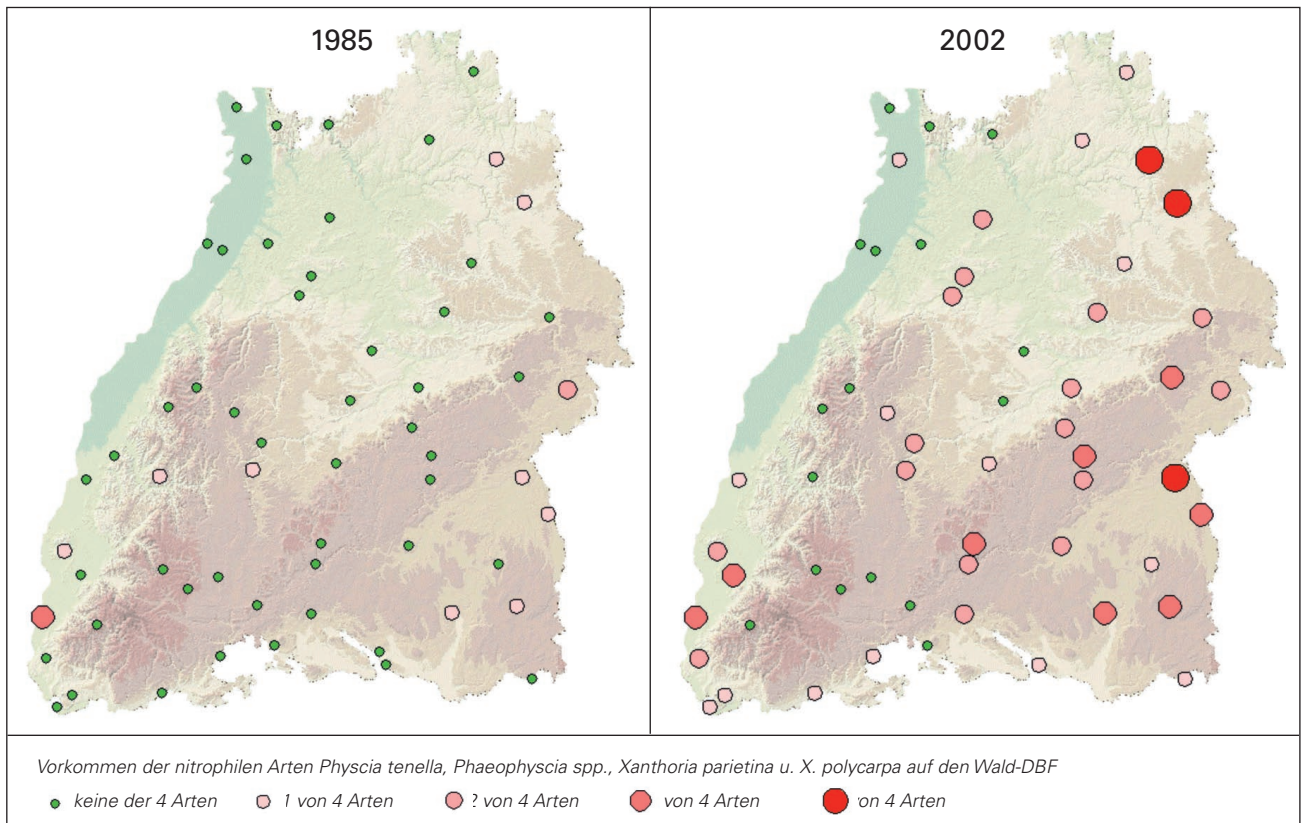


Abb. 26: Entwicklung der nitrophilen Flechtenarten auf den Wald-Dauerbeobachtungsflächen im Zeitraum 1985 – 2002.

EPIPHYTISCHE MOOSE

Ebenso wie die Flechten sind auch Moose als Bioindikatoren geeignet. Die von Moosart zu Moosart unterschiedlich stark ausgeprägte Empfindlichkeit gegenüber Schadstoffen ermöglicht es der Umweltüberwachung, Aussagen über regionale Belastungsschwerpunkte und zeitliche Trends zu treffen. Die empfindlichsten Spezies sind die epiphytischen Moose, die auf der Borke von Bäumen wachsen. Sie decken ihren Nährstoffbedarf überwiegend aus der Atmosphäre und sind daher auch den über die Luft eingetragenen Schadstoffen in besonderem Maße ausgesetzt. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass nicht nur die Luftinhaltsstoffe die Verbreitung und Vitalität der Moose beeinflussen können. Auch die (lokal-)klimatischen Standort-Bedingungen, wie z.B. die Feuchtigkeit und Sonneneinstrahlung wirken sich auf den Moosbestand aus; dies ist bei einer Interpretation der Ergebnisse zu beachten.

Auf ursprünglich 22 Wald-Dauerbeobachtungsflächen des ÖKWI wurde im Sommer 1989, 1994 und 2001/2003 die Kartierung der epiphytischen Moose durchgeführt. An jeweils 4 bis 5 Bäumen wurde von der Stammbasis bis zu einer Höhe von 2,5 bis 3 Metern der gesamte Artenbestand der Moose erfasst. Zusätzlich wurde der Moosbestand eines Areals in einer Höhe von ca. 1,50 m über dem Boden

auf eine 40 mal 60 cm umfassende Folie übertragen, um mögliche Veränderungen der Moosflora auch quantitativ belegen zu können.

ENTWICKLUNG DER EMPFINDLICHEN ARTEN

Generell lässt sich über den Beobachtungszeitraum für fast alle Wald-Dauerbeobachtungsflächen eine Artenzunahme feststellen. Eine Ausnahme bildet hier die Fläche 1350-Weinheim im Odenwald (siehe Anhang). Hier konnte aktuell nur noch eine Art gegenüber 4 Arten im Jahre 1994 festgestellt werden. Die größte Vielfalt mit 21 Arten wurde auf der Wald-Dauerbeobachtungsfläche 1010-Engen kartiert. Die Zunahme der Gesamtartenzahl allein lässt allerdings noch keine verlässlichen Aussagen zur Immissionsbelastung zu. Auf der Grundlage der siebenstufigen Klassifikation der Empfindlichkeit der Moose gegenüber Luftschadstoffen nach SAUER [2000] wurde eine Einstufung der Wald-Dauerbeobachtungsflächen hinsichtlich ihrer Belastung durchgeführt. Seit Beginn der Kartierungen im Jahre 1989 haben die Anteile der empfindlichen Moosarten an der Gesamtartenzahl an fast allen Standorten kontinuierlich zugenommen und die weniger empfindlichen bzw. unempfindlichen Arten abgenommen (Abb. 27).

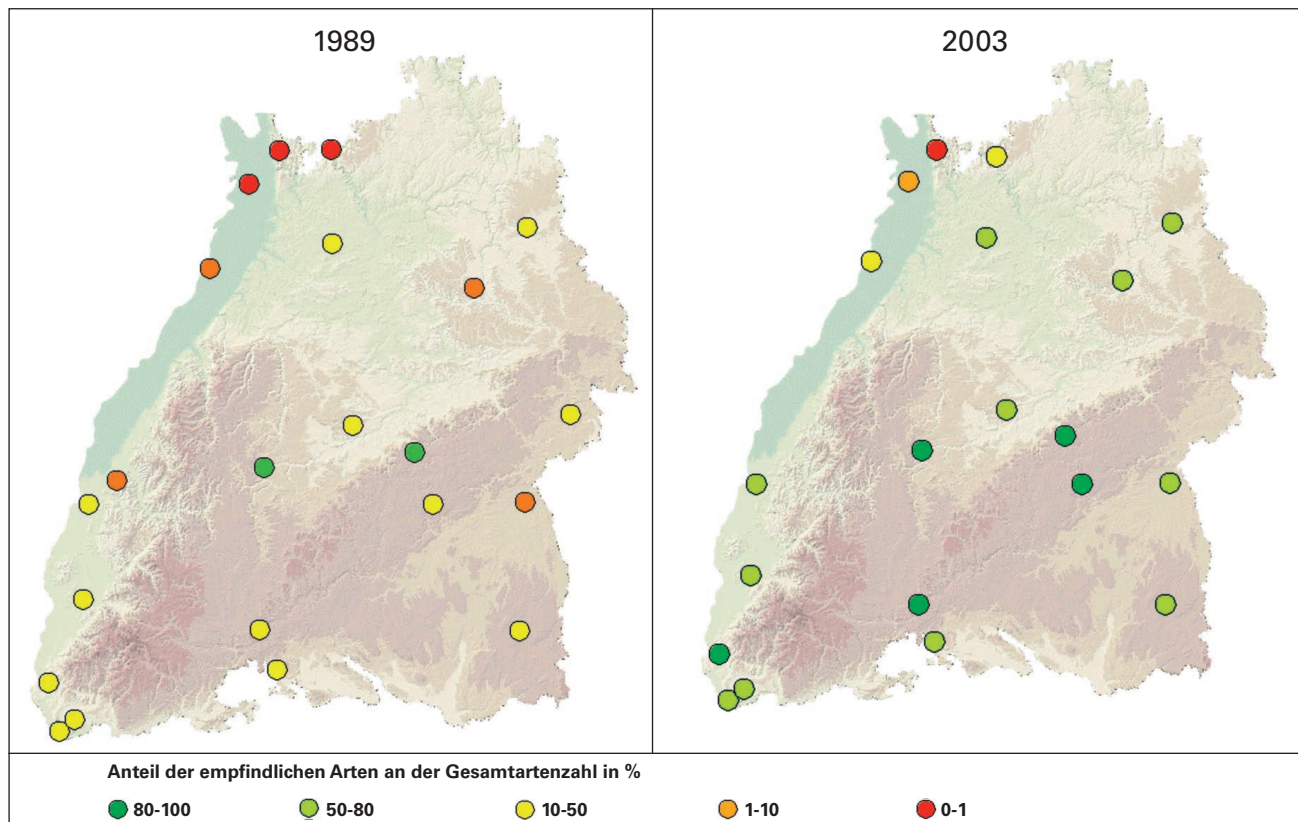


Abb. 27: Entwicklung der empfindlichen Moosarten auf den Wald-Dauerbeobachtungsflächen auf Grundlage der Kartierungen im Zeitraum 1989 bis 2003.

Dieses spiegelt sich auch in den Deckungsanteilen wider. So steigerte z. B. die empfindliche Art (Stufe 4) Lyell's Goldhaarmoos (*Orthotrichum lyellii*) ihren Flächenanteil auf den 12 im Jahre 2001 kartierten Wald-Dauerbeobachtungsflächen um 250 % gegenüber 1994.

Die Wald-Dauerbeobachtungsflächen des nördlichen Oberrheingebietes und des daran angrenzenden Odenwaldes waren im Jahr 2003 noch einer höheren Luftbelastung ausgesetzt, so dass dort der Anteil der empfindlichen Arten unter 50 % des gesamten Moosartenspektrums blieb. Abbildung 27 zeigt aber dennoch, dass die empfindlichen Arten auch im Ballungsraum Mannheim/Heidelberg zugenommen haben.

MOOSE UND VERSAUERUNG

Auffällig ist auch der Rückgang des als Säurezeigers geltenden Moores Berg-Gabelzahnmoos (*Dicranum montanum*). Das Vorkommen auf den Wald-Dauerbeobachtungsflächen ist ebenso rückläufig, wie die in den Aufnahmequadraten ermittelten Deckungswerte dieses säuretoleranten Moores. Der rückläufige Anteil von *Dicranum montanum* ist – wie auch bei der Krustenflechtenart *Lecanora conizaeoides* – auf nachlassende Schwefeldioxid-Immissionen zurückzuführen.

PFLANZENSCHÄDEN DURCH OZON

Ozon gilt als Leitsubstanz und steht stellvertretend für die Gruppe von oxidierenden Luftverunreinigungen. In der bodennahen Luftschicht wird Ozon nicht allein durch menschliche Aktivitäten verursacht. So gelangt z. B. bei stürmischem Wetter Ozon aus der Stratosphäre („Ozonschicht“) bis in bodennahe Luftschichten. Außerdem emittiert auch die Vegetation Substanzen (VOC - flüchtige organische Verbindungen, z.B. Terpene, Isoprene), aus denen durch photochemische Reaktionen bei intensiver Einstrahlung Ozon entsteht. Die hohen Ozonwerte in den Sommermonaten beruhen auf der zusätzlichen Bildung von Ozon aus anthropogenen Vorläufersubstanzen wie Stickstoffoxiden, VOC, Kohlenmonoxid und Methan [UMEG 2004].

TABAK-EXPOSITION

Mit dem Verfahren der Tabakexposition im aktiven Biomonitoring werden Auswirkungen von Ozon an Pflanzen direkt sichtbar gemacht [LACASSE & TRESHOW 1976, ARNDT et al. 1985, ERHARDT et al 1995, VDI 2003]. Je häufiger

Blattschädigungen an den Indikatorpflanzen auftreten und je stärker die Schädigungen sind, desto wahrscheinlicher ist es, dass auch Standortpflanzen in einem empfindlichen Stadium belastet und beeinträchtigt werden.

Der Vergleich der Dauerbeobachtungsmessstellen zeigt deutliche Unterschiede im Belastungsniveau. Die Schädigungswerte der Tabakpflanzen waren an den Messpunkten Kälblescheuer (KÄL) und Küssberg (KÜS) mit Abstand am höchsten, an der Station Nagold (NAG) am geringsten. Aus den übrigen Stationen heben sich Grabenstetten (GRA) und Freiburg-Mitte (FRM) etwas heraus (Abb. 28). Die betrachteten Jahre unterscheiden sich deutlich im Schädigungsniveau der Indikatorpflanzen. Am höchsten war die Schädigung im Jahr 2003.

Der Schädigungsverlauf war in den einzelnen Jahren unterschiedlich, der Zeitraum von Mitte August bis Mitte September (6. und 7. Exposition) wies aber meist das höchste Schädigungsniveau auf (Abb. 29). Bei einzelnen Expositionen gab es auch deutliche regionale Unterschiede in der Stärke der Blattschädigungen an den Indikatorpflanzen.

Die Schädigung der Indikatorpflanzen zeigt, dass die in Baden-Württemberg vorkommenden Ozonkonzentrationen in der bodennahen Luftschicht alljährlich einen physiologischen Stress auf Pflanzen ausüben.

Im Jahr 2003 wurden die höchsten Spitzenwerte von Ozonkonzentrationen sowie die größte Häufigkeit und Dauer von Schwellenwertüberschreitungen der letzten 15 Jahre festgestellt [UMEG 2004]. 1998 nahm hinsichtlich der Konzentrationen und Überschreitungen den zweiten Rang der Jahre des Berichtszeitraums ein. Die Schädigung der Indikatorpflanzen war insbesondere 2003, aber auch 1998 deutlich höher als in den Jahren 1999 bis 2002. Dies zeigt, dass die erhöhten Ozonkonzentrationen auch ein deutlich erhöhtes Beeinträchtigungspotential für die Vegetation mit sich brachten.

Die starke Schädigung der Indikatorpflanzen an der Dauerbeobachtungsmessstelle Kälblescheuer hängt mit deren Meereshöhe von 900 m ü. NN zusammen. Aufgrund ihrer Lage oberhalb der Grenzschicht für den Luftaustausch (Temperaturinversion) ist dort der Ozonpegel während des Tages relativ hoch. Gleichzeitig sind an dieser Messstelle die Konzentrationen reduzierender Luftverunreinigungen

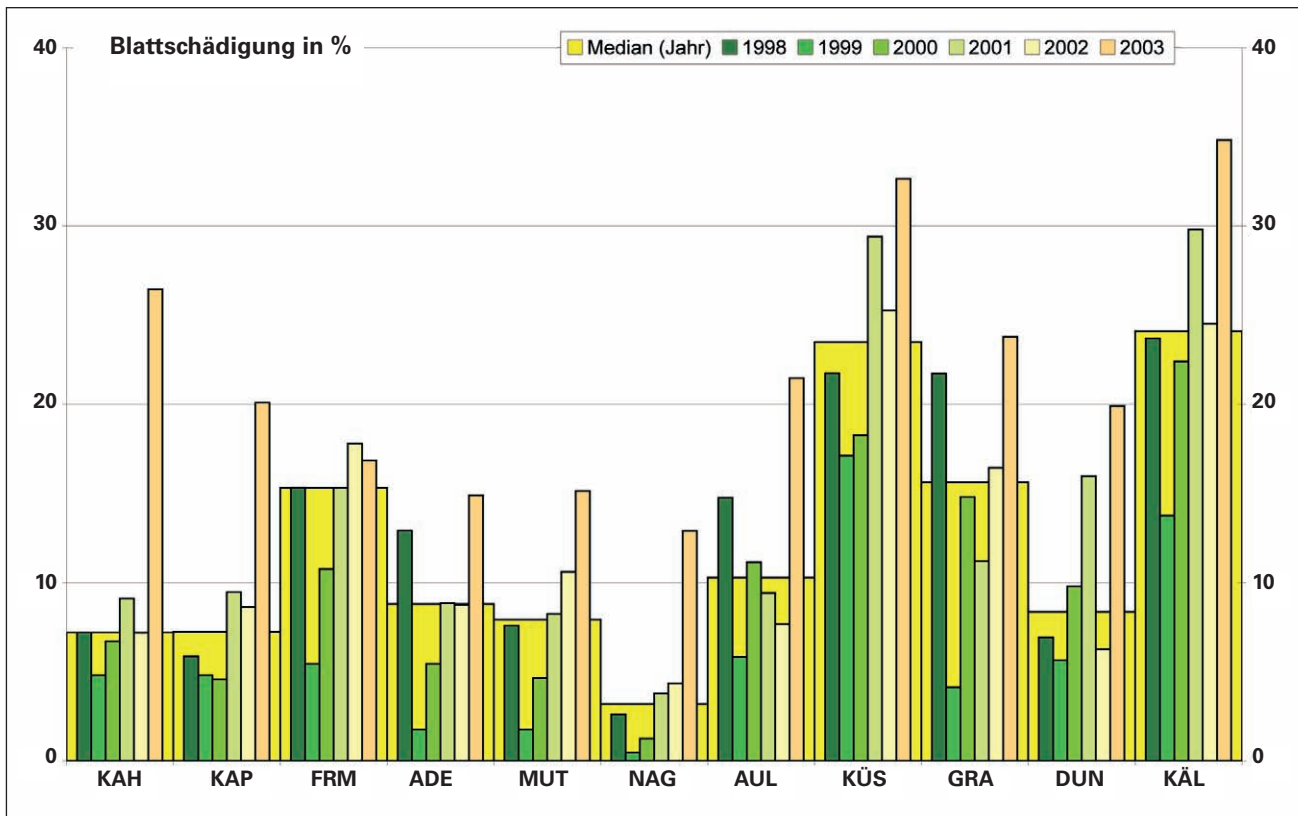


Abb. 28: Messpunktmittelwerte der Blattschädigung von 1998 bis 2003 und Median über die Jahre. (Dauerbeobachtungsmessstellen nach Meereshöhe geordnet); KAH = Karlsruhe, Hertzstraße, KAP = Kappel, FRM = Freiburg, Mitte, ADE = Adelsheim, MUT = Muthof, NAG = Nagold, AUL = Aulendorf, KÜS = Küssaberg, GRA = Grabenstetten, DUN = Dunningen, KÄL = Käblescheuer

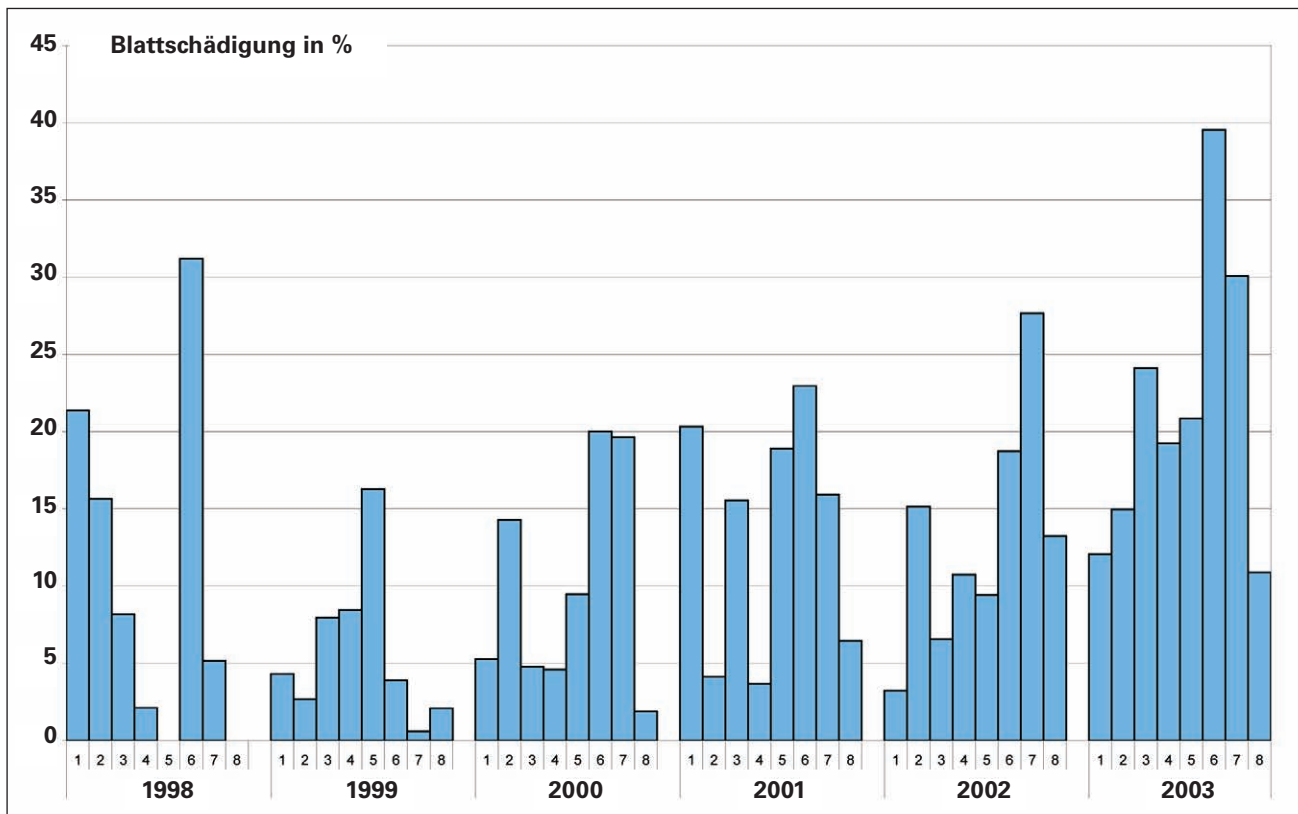


Abb. 29: Verlauf der Blattschädigung über die jeweils 8 Expositionsperioden der Jahre 1998 bis 2003 im Mittel aller Dauerbeobachtungsmessstellen

niedrig, weil sie weit von den Emissionsquellen entfernt liegt und die Luftverunreinigungen meist unter der Grenzschicht bleiben. Die Anwesenheit reduzierender Luftverunreinigungen würde jedoch dafür sorgen, dass sich die Ozonkonzentrationen in der Nacht abbauen, wie dies z. B. in Städten der Fall ist. An der Messstelle Kälblescheuer bleiben jedoch die Ozonkonzentrationen auch während der Nächte hoch. Da Pflanzen in der Nacht ihre Spaltöffnungen für den Gasaustausch öffnen, sind sie gegenüber Ozoneinwirkung besonders empfindlich.

Auch die Ergebnisse der Dauerbeobachtungsmessstelle Nagold bestätigen, dass kein direkter Zusammenhang zwischen Meereshöhe und Beeinträchtigungspotential vorliegt. Mit 405 m ü. NN liegt sie relativ hoch, weist aber trotzdem die geringsten Schädigungen im Vergleich der Dauerbeobachtungsmessstellen auf. Grund für die geringe Ozonbelastung dieser Messstelle dürfte u. a. sein, dass sie in einem engen Tal liegt und dem Kaltluftabfluss der Talhänge ausgesetzt ist. Die in Abbildung 29 dargestellten Schädigungsverläufe zeigen große Unterschiede zwischen den Jahren. Hieraus folgt, dass es keinen jahreszeitlich vorgegebenen Verlauf der Schädigung der Indikatoren, bzw. des Beeinträchtigungspotentials für die Vegetation gibt, sondern dass die Ozonbelastung der dominierende Faktor ist.

Eine direkte Korrelation zwischen Ozon-Episoden und der Schädigungshöhe ist insofern aber nicht zu erwarten, weil die Ozon-Episoden nicht immer innerhalb einer Expositionsperiode liegen. So wurden im Jahr 2003 die höchsten Ozonkonzentrationen in der Zeit vom 1. bis zum 14. 8. 2003 festgestellt. Da der Wechsel der Indikatorpflanzen um den 8. 8. 2003 stattfand, waren die Pflanzen beider Expositionszeiträume von den hohen Werten betroffen. Daraus folgt, dass die Unterschiede zwischen den Schädigungswerten, die in den einzelnen Jahren festgestellt wurden, keinen Trend der Belastung mit Vorläufersubstanzen abbilden. Die unterschiedlich großen Schädigungswerte und Häufigkeiten des Auftretens von Schädigungen an den einzelnen Dauerbeobachtungsmessstellen beschreiben regionale Unterschiede in der Ozonbelastung dieser Standorte.

ZUSAMMENFASSUNG

Die Untersuchungen zur Wirkung von Luftschadstoffen ergeben ein differenziertes Bild der in der Umwelt vorhandenen Belastung. Neben der Schadstoffanalyse ergeben v.a. die Vegetationskartierungen, insbesondere die der epiphy-

tischen Flechten und Moose sowie die Bestimmung von Pflanzenschäden im aktiven Monitoring Aufschluss über die tatsächlich vorhandenen Auswirkungen in der Umwelt.

Schwefeldioxid ist der Menge und Verbreitung nach einer der bedeutendsten Luftschadstoffe. Schwefeldioxid-Immissionen sind maßgeblich an der Entstehung des sogenannten „sauren Regens“ beteiligt und tragen einen großen Anteil an der Versauerung von Böden und Gewässern und den damit verbundenen negativen Wirkungen auf Flora und Fauna bei. Durch strengere Auflagen für Industrie und private Heizungsanlagen wurde die Schwefelbelastung der Luft in den letzten Jahren erheblich gesenkt [LfU 1999]. Der Rückgang der Schwefeldeposition zeigt sich in der Abnahme der Schwefelkonzentrationen im Wald und im Grünland, aber auch in der veränderten Artenzahl und im Artenspektrum der epiphytischen Flechten- und Moosflora. Der Rückgang der säuretoleranten Flechtenarten auf der Buche ist auf die abnehmende Säurebelastung zurückzuführen. Im Zuge dieser Entwicklung haben sich auch weniger toxisch-tolerante Arten wieder ausbreiten können. Die Zunahme von den empfindlich auf Luftverschmutzungen reagierenden epiphytischen Moosen unterstützt den positiven Trend. Auch der Rückgang der besonders säureresistenten Moosart *Dicranum montanum* hängt unmittelbar mit der Verbesserung der Luftqualität zusammen.

Stickstoffeinträge spielen nach wie vor eine große Rolle. Der Eintrag erfolgt hauptsächlich über den Kfz-Verkehr und aus landwirtschaftlichen Quellen in Form von Ammoniak [LfU 1999]. In Waldpflanzen ist auch 2004 ein Trend zu höheren Stickstoffgehalten nachweisbar. Die Änderungen in der Vegetationsentwicklung auf den Wald- und Grünland-Dauerbeobachtungsflächen unterliegen eher natürlichen Fluktuationen, die witterungsabhängig und im Grünland auch auf durchgeführte Pflegemaßnahmen zurückzuführen sind. An der Zunahme von stickstofftoleranten und stickstoffliebenden Flechtenarten ist dagegen der Einfluss der Stickstoffeinträge deutlich zu erkennen.

Die Untersuchungen zur Ozonwirkung belegen, dass im Sommer nach wie vor ein hohes Schädigungspotenzial nicht nur für den Menschen, sondern auch für Pflanzen vorliegt und das auch in Reinluftgebieten wie z. B. im Schwarzwald.

6 Saurer Regen

WIRKUNGEN AUF ORGANISMEN IN BODEN UND WASSER

Auswirkungen von versauernd wirkenden Luftschadstoffen betreffen nicht nur die Biosphäre. Die Versauerung schlägt sich auch in Veränderungen und Wechselwirkungen mit der Atmosphäre, Geosphäre, Pedosphäre und Hydrosphäre nieder. Somit ist zur vollständigen Erfassung des Phänomens Versauerung eine medienübergreifende Auswertung und Interpretation von Messdaten erforderlich.

Nachfolgend werden im ersten Teil Ergebnisse aus dem Ökologischen Wirkungskataster (ÖKWI) zu den Wirkungen der Gewässerversauerung auf Fische und Amphibien als Bioindikatoren dargestellt. In einem zweiten Teil erfolgt eine medienübergreifende Auswertung unter Berücksichtigung von Daten aus dem ÖKWI sowie von Daten aus anderen Messnetzen der LfU.

VERSAUERUNG IN FLIESSGEWÄSSERN - FISCH

Seit 1984 werden an 38 Fließgewässerstrecken von Mittelgebirgsbächen der Säurezustand (pH-Wert), verschiedene gewässerphysikalische bzw. -chemische Parameter (u. a. elektrische Leitfähigkeit, Temperatur, Gesamthärte und Karbonathärte, Aluminium, Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Sulfat, Nitrat, Chlorid, CSB, DOC) und einige Schwermetalle (Zink, Cadmium, Blei) im Wasser bestimmt. Anhand der Fischfauna wurden Populations- und Vitalitätsuntersuchungen durchgeführt. Die Lebern adulter Bachforellen (*Salmo trutta*) wurden auf Schwermetalle (Blei, Cadmium, Zink) und das besonders fischtoxische Aluminium analysiert [LfU 1985, LfU 1986].

VERSAUERUNG UND ALUMINIUM

Die Ausgangsgesteine der Landschaften des Odenwaldes und des Schwarzwaldes bestehen aus den karbonatfreien Gesteinen des Porphyry, des Buntsandsteins und den Gneisen und Graniten des Grundgebirges. Die Böden aus diesen Gesteinen haben zumeist nur eine sehr geringe bis maximal mittlere Pufferkapazität gegen Säure. Auf dem Weg des Niederschlagswassers durch den Boden in die Gewässer steht das Bodensickerwasser im Austausch mit dem Boden, nimmt dabei Metalle auf und tauscht diese gegen Säure aus. Dieser Austausch ist stark pH-abhängig: je niedriger der pH-Wert des Wassers, umso höher ist in der Regel

der Metallgehalt im Bodenwasser. So nimmt der Aluminium-Gehalt im Wasser bei pH-Werten unter 5 deutlich zu. Spezielle Untersuchungen haben gezeigt, dass ab Aluminiumgehalten von 200 µg/l mit Schäden bei sensiblen Entwicklungsstadien von Fischen und Amphibien gerechnet werden muss [GEBHARDT et al. 1990, GEFAÖ 2001]. Spitzenwerte von über 1000 µg/l Al im Bachwasser der untersuchten Fließgewässerstrecken wurden gemessen. Die niedrigsten pH-Werte im Bachwasser und in Seen konnten nach Starkregen und besonders bei Schneeschmelze, also im Frühjahr zur Zeit der Laichablage von Amphibien bzw. der Ei- und Larvalstadien von Bachforellen, gemessen werden. Bei den untersuchten Schwermetallen Blei, Cadmium und Zink wurden im Gegensatz zu Aluminium nur in Ausnahmefällen wirkungsrelevante oder stark erhöhte Gehalte gegenüber dem geogenen Hintergrund ermittelt.

FISCHE UND SCHADSTOFFAKKUMULATION

Fische fungieren als Akkumulationsindikatoren, indem sie Metalle aus dem Wasser aufnehmen und diese in bestimmten Organen einlagern. Die Abbildung 30 zeigt die Entwicklung der Aluminium-Gehalte in Fischlebern von Bachforellen verschiedener Bäche des Nördlichen und Mittleren Schwarzwaldes im Vergleich zum Südlichen Schwarzwald während des Untersuchungszeitraumes 1986/87 - 2000.

Im Jahr 1986/87 lagen die Aluminiumgehalte in den Lebern der Bachforellen des Nördlichen und Mittleren Schwarz-

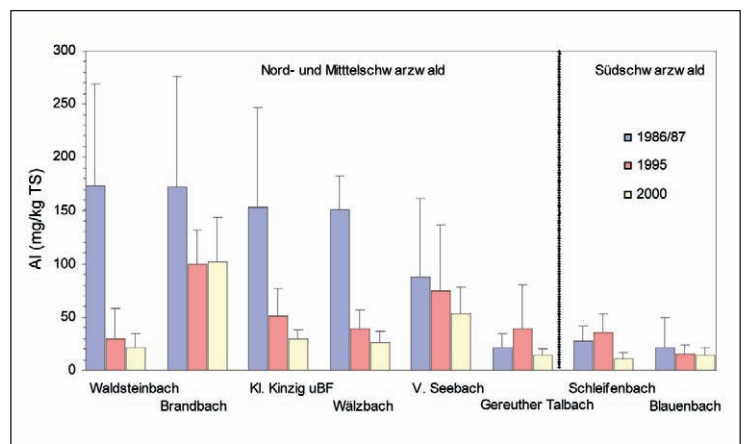


Abb. 30: Die Entwicklung der Aluminiumgehalte in Bachforellenlebern verschiedener Herkunftsbäche im Untersuchungszeitraum 1986/87 - 2000 [GEFAÖ 2001].

waldes deutlich höher als die des Südlichen Schwarzwaldes und bewirkten mit Konzentrationen von 100 mg/kg TS bis zu 280 mg/kg TS Schädigungen der Fischpopulationen. Die Aluminiumgehalte der Bäche des Südlichen Schwarzwaldes und einzelner Bäche des Mittleren und Nördlichen Schwarzwaldes lagen unterhalb von 50 mg/kg TS. Im Laufe der folgenden Untersuchungen 1995 und 2000 verringerten sich die Schadstoffgehalte von Aluminium in Fischlebern in den ehemals stark belasteten Bächen – mit einzelnen Ausnahmen - auf ein Niveau deutlich unterhalb von 100 mg/kg TS Al in Fischlebern. Die Aluminiumgehalte liegen damit geringfügig über dem landesweiten Hintergrundbereich von Bächen. Bedingt durch die Versauerung fanden sich darüber hinaus auch erhöhte Schwermetallgehalte insbesondere in den gering gepufferten Bächen des Nord- und Mittelschwarzwaldes. Diese Bäche profitieren am meisten von den Luftreinhaltemaßnahmen. Eine weitere Gefährdung der Fisch- und Amphibienfauna durch Schwermetalle und Aluminium ist bei diesen Gehalten nicht zu erwarten.

FISCHE UND POPULATIONSTRUKTUR

Bachforellen fungieren auch als Reaktionsindikatoren. Durch Säurestress und Schadstoffwirkungen können die Eier und Dottersacklarven sowie die Jungtiere der Bachforellen so stark geschädigt werden, dass es zu hohen Verlusten bei einzelnen Jahrgängen kommt. Die Folge ist ein gestörter Altersaufbau der Fischpopulationen, bei denen die adulten Tiere dominieren. Man spricht von einer überalterten Fischpopulation. Die Abbildung 31 zeigt dieses Ungleichgewicht (viele adulte Tiere, kaum Nachwuchs) zu Anfang der Untersuchungen und die Erholung des Fischbe-

standes am Beispiel des Vorderen Seebaches, einem Bach des Nördlichen Schwarzwaldes. Die Gesamtzahl der Tiere hat in den letzten Jahren durchweg zugenommen und der Altersaufbau hat sich normalisiert.

In den ersten Untersuchungsjahren wurde eine auffällige Häufung von Schädigungen der Fischfauna in Bächen des Odenwaldes und des Schwarzwaldes beobachtet [LfU 1985, LfU 1986, GEBHARDT et al. 1990, GEBHARDT 1994]. Die Abbildung 32 zeigt dies anhand der Ergebnisse der

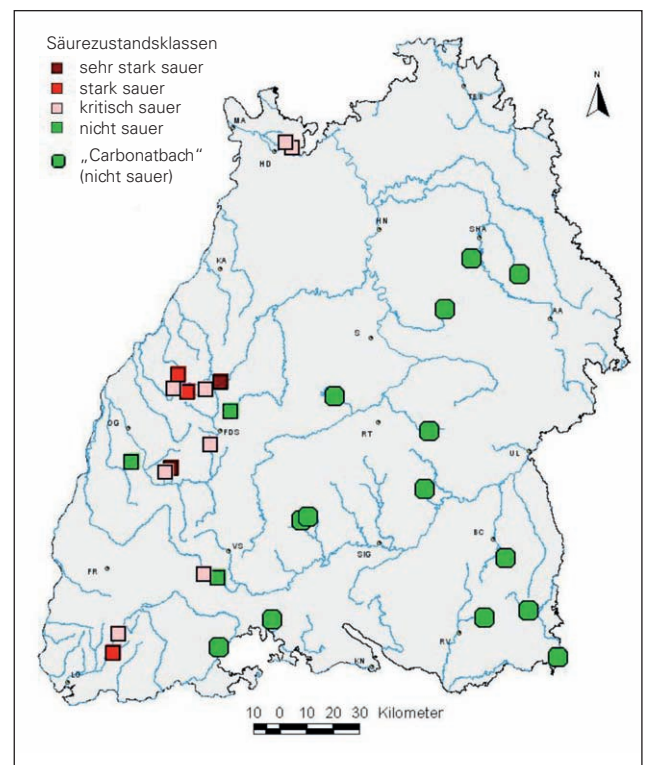


Abb. 32: Der Säurezustand der Fließgewässer-Dauerbeobachtungsstrecken in den Jahren 1986/1987 anhand der Bachforellenpopulationen.

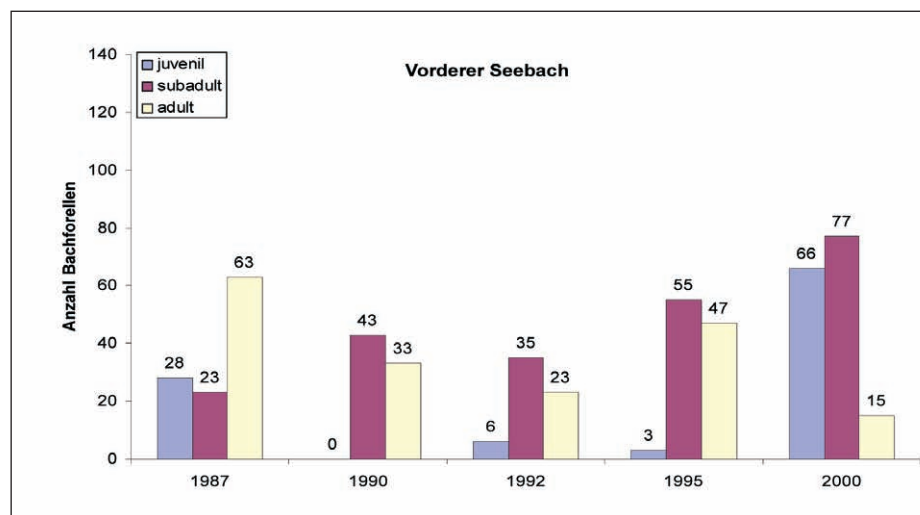


Abb. 31: Die Entwicklung der Bachforellenpopulation in einem ehemals stark versauerten Bach am Beispiel des Vorderen Seebaches im Nordschwarzwald [GEFAÖ 2001].

Fischuntersuchungen von 1986/87. Die Säurezustände der verschiedenen Bäche werden nach dem Zustand von Besiedlungsdichte und Altersstruktur der Fischpopulationen bewertet. Als „nicht sauer“ wird ein Bach mit einer hohen Besiedlungsdichte und einer normalen Altersstruktur bewertet, als „kritisch sauer“ werden die Bäche bezeichnet, in denen eine verminderte Besiedlungsdichte ermittelt wurde und als „stark sauer“ die Bäche, in denen zusätzlich eine nicht normale Altersstruktur gefunden wurde. Fischfreie Bäche werden als „sehr stark sauer“ bewertet.

Die zusammenfassende Darstellung der biologischen Untersuchungen belegt, dass sich die Altersstruktur der Fischpopulationen in den Bächen des Odenwaldes und des Schwarzwaldes verbessert hat (Abb. 33). Die Entwicklung der Bachforellenpopulationen des Nördlichen und Mittleren Schwarzwaldes und, mit Einschränkung des Odenwaldes, zeigt einen deutlichen Aufwärtstrend bei den Parametern Altersstruktur und Besiedlungsdichte. Dennoch können Säureschübe infolge von Starkregenereignissen und Schneeschmelze immer noch zu Beeinträchtigungen der Fischpopulationen führen.

VERSAUERUNG IN SEEN - AMPHIBIEN

Auch bei Fröschen, Kröten und Molchen fielen in den 1980er Jahren Schäden an Laich und Tieren auf. Daher wurden an einigen Seen und Weihern des Schwarzwaldes und des Odenwaldes zwischen 1985 und 2003 mehrfach gewässerchemische und biologische Untersuchungen zur Amphibienfauna durchgeführt. Ähnlich wie bei Fischen

erfolgten Erhebungen zur Schädigung der Ei- und Larvalstadien sowie an Organen ausgewachsener Tiere (z. B. Kiemenepithel, Nieren und Lebern). Zusätzlich fanden Populationsuntersuchungen statt [GEBHARDT 2006].

GEWÄSSERCHEMISCHE PARAMETER

Zu Beginn der Messungen 1987 - 1990 lagen die pH-Werte überwiegend im Bereich 4 bis 5, also im übermäßig sauren bis extrem sauren Bereich [BÖHMER & RAHMANN 1992]. Die im Jahre 2002 gemessenen Proben zeigten höhere pH-Werte, d.h. das Wasser der Seen war deutlich weniger sauer, aber immer noch im Bereich um pH 5. Somit sind die Seen noch als sehr sauer einzustufen. Tabelle 3 zeigt die Veränderung der mittleren pH-Werte für den Untersuchungszeitraum 1987 bis 2002.

Die 2002 gemessenen pH-Werte (vergleiche Tabelle 3) liegen immer noch in einem Bereich, bei dem für Eier und Larven von Amphibien eine zumindest zeitweilige Aluminiumbelastung und damit einhergehende Schädigungen durch gelöste Schwermetalle zu befürchten ist. Besonders zum Zeitpunkt des Abläichens der Amphibien während der Schneeschmelze wurden niedrige pH-Werte beobachtet. Die Ei- und Larvalstadien der einzelnen Amphibienarten weisen eine unterschiedliche Säureresistenz auf. Letale (tödliche) Schäden mit Verlusten von über 50 Prozent wurden bei Erdkröte (*Bufo bufo*), Bergmolch (*Triturus alpestris*) und Fadenmolch (*Triturus helveticus*) im Freiland bereits bei pH-Werten unterhalb von 4,4 (teilweise sogar bei pH 5) festgestellt. Der Grasfrosch (*Rana temporaria*) ist etwas unempfindlicher [BÖHMER 2002].

Tab. 3: pH-Werte der Karseen und Stauseen im Vergleich 1987 - 1990 (75 Messungen) und 2002 (26 Messungen) [aus BÖHMER 2002, verändert].

Gewässer	Entstehung	Mittlerer pH-Wert		pH-Wertbereich (Min-Max-Wert)
		1987/1990	2002	2002
Buhlbachsee	Karsee	4,5	5,1	4,7 - 5,6
Herrenwiesersee	Karsee	4,3 / 4,4	4,6	4,4 - 5,1
Huzenbachersee	Karsee	4,5 / 5,0	5,3	5,0 - 5,5
Kaltenbachsee	Stausee	4,7	5,7	4,9 - 6,5
Poppelsee	Stausee	5,5	6,3	5,8 - 6,9
Schurmsee	Karsee	4,2 / 4,4	4,7	4,5 - 5,3

Gewässer	Befischungen/Jahr	Bachforellendichte	Altersstruktur	Trend
3343-Steinbach	87 92 95 00	V		
3341-Bärenbach	87 92 00	III		
3372-Wälzbach	87 90 92 95 00	III		
3370-Vorderer Seebach	84 86 87 88 90 92 95 00	II		
3392-Gereuther Talbach	84 86 90 92 95 00	II		
3374-Kleine Kinzig / oberer Abschnitt	86 87 88 90 92 95 00	V		
3374-Kleine Kinzig / mittlerer Abschnitt	86 87 88 90 92 95 00	II		
3374-Kleine Kinzig / unterer Abschnitt	86 87 90 92 95 00	II		
3390-Waldsteinbach	84 86 90 92 95 00	II		
3401-Badmühlebach	85 87 91 00	I		
3380-Brandbach	85 87 91 95 00	II		
3391-Rappengrund	85 87 91 00	III		
3381-Bühlot	87 92 95 00	III		
3412-Blauenbach	84 86 87 90 95 00	I		

Abb. 33: Untersuchungen an Bachforellenpopulationen des Odenwaldes, Nord-, Mittel- und Südschwarzwaldes [IUS 2000] - (siehe Anhang)

Bachforellendichte:

Zahl der Bachforellen pro Hektar Bachfläche; I = > 8000, II = 3000 - 8000, III = 1000 - 3000, IV = 500 - 1000, V = < 500

Altersstruktur:

= normale Altersstruktur
(viele Jungfische, weniger Adulte)

= beeinträchtigte Altersstruktur (Jungfische fehlen oder sind unterrepräsentiert oder die Gesamtpopulation ist zu klein, um eine Reproduktion dauerhaft sicherzustellen)

Trend:

= deutlich verbessert

= verbessert

= keine wesentlichen Veränderungen bzw. kein Trend

= Individuendichte für Trendaussage zu gering, eine Bewertung ist nicht möglich

Tab. 4: Entwicklung der Säurestufen anhand der Amphibienpopulationen in größeren Stillgewässern des Schwarzwaldes (BÖHMER 2002).

Bewertung:

- I = neutral bis kritisch sauer;
- II = sehr stark sauer;
- III = übermäßig sauer;
- IV = extrem sauer,
- = keine Untersuchungen

Gewässer	Gewässergröße	Säurestufe		
		1987 - 1990	1996	2002
Buhlbachsee	1,3 ha	III	-	I-II
Herrenwiesersee	1,1 ha	III-IV	III-IV	II-III
Huzenbachersee	2,1 ha	II	I-II	I
Kaltenbachsee	0,4 ha	II-III	-	II-III
Poppelsee	0,5 ha	II-III	-	II
Schurmsee	1,4 ha	III-IV	III	II-III

Obleich die pH-Werte immer noch keine unbedenklichen Größen aufweisen, zeigt sich bei den säureempfindlichsten Entwicklungsstadien der Amphibien – den Eiern und Larven – in allen stark sauren Gewässern eine deutliche Verringerung der Schädigungsraten um bis zu 50 Prozent. Infolge dessen kam es zu einer deutlichen Verbesserung der Bestandesdichten von Amphibien im Zeitraum zwischen 1987 und 2002 (Tabelle 4).

Damit zeigt sich für die Amphibien ein ähnlicher Trend wie für die Fische. Die chemische Gewässergüte hatte sich schon seit Anfang der 1990er Jahre verbessert, die Erholung der Amphibienbestände folgte erst mit einigen Jahren Zeitverzögerung. Es wurde ein verstärktes Aufkommen von Jungtieren im Untersuchungsjahr 2002 im Vergleich zur Untersuchung 1987 - 1990 und 1996 festgestellt. Dies wird als deutliches Zeichen für eine verminderte Versauerungswirkung gewertet.

Bezüglich des Artenspektrums ergeben sich bislang noch keine Veränderungen seit Beginn der Untersuchungen. Erst wenn Erdkröte und Molche - als säureempfindliche Reaktionsindikatoren – in die Gebirgsseen wieder einwandern und sich dort erfolgreich vermehren können, sind die immissionsbedingten Schäden weitgehend behoben.

MEDIENÜBERGREIFENDE UMWELTBEOBACHTUNG AM BEISPIEL NORDSCHWARZWALD

Bereits in Kapitel 1 wurde auf die Notwendigkeit einer medienübergreifenden Umweltbeobachtung (MUB) hingewiesen, um eine umfassende Zustandserfassung der Umwelt zu erreichen. Diesem methodischen Ansatz soll an dieser Stelle am Beispiel des Problems der Versauerung nachgegangen werden. Hierzu wird auf der Grundlage von LfU-Messdaten ein bewertender Überblick über die zeitliche und regionale Entwicklung der Versauerung bei den Gewässereinzugsgebieten der Oberläufe von Enz und Nagold im nördlichen Schwarzwald dargestellt (Abb. 34).

Eine Charakterisierung der Belastbarkeit des Gebietes wurde anhand einer flächenhaften Beschreibung der Landnutzungsverhältnisse, der Boden- und Grundwasserlandschaften sowie der ökologischen Raumgliederung vorgenommen.

LANDNUTZUNG

Die Einzugsgebiete der Eyach, der Kleinen Enz sowie die Oberläufe der Enz und der Nagold sind zu 80 % durch Nadelwald geprägt. Grünlandwirtschaft wird vor allem im Bereich des Einzugsgebietes der Nagold betrieben. Einige größere Siedlungen finden sich entlang der Enz (Bad Wildbad, Calmbach, Hofen) und an der Nagold (Altensteig).

BODENLANDSCHAFTEN UND HYDROGEOLOGIE

Die Flächenangaben der Bodenlandschaften und der Grundwassereinheiten variieren deutlich in Abhängigkeit von der Mächtigkeit des Oberen Buntsandsteins. Der Obere Buntsandstein ist hier teilweise so geringmächtig, dass er als hauptsächlicher Grundwasserleiter nicht mehr relevant ist. Aus der Sicht der Bodenbildung ist er hingegen von entscheidender Bedeutung. Während der Obere Buntsandstein als Bodenlandschaft mit knapp 40 % angegeben wird, hat er als Grundwassereinheit 10 % weniger Flächenanteil. Mit 65 % Flächenanteil ist der Untere und Mittlere Buntsandstein die dominierende Grundwasser-

- Größe und Ausdehnung
- Fläche: 418 km²
 - Ost-West: 20,5 km
 - Nord-Süd: 37,5 km
 - Tiefster Punkt: 324 m ü. NN
 - Höchster Punkt: 987 m ü. NN

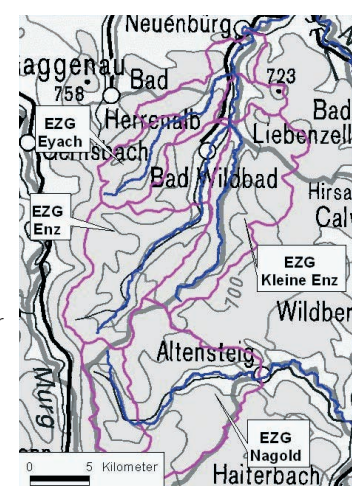


Abb. 34: Übersichtskarte für den Bereich der Einzugsgebiete (EZG) von Eyach, Enz, Kleiner Enz und Nagold im Nordschwarzwald.

einheit dieses Gebietes. Mit etwa 60 % Flächenanteil fällt der Anteil des Unteren und Mittleren Buntsandsteins als Bodenlandschaft entsprechend geringer aus.

ÖKOLOGISCHE RAUMGLIEDERUNG

Auch hinsichtlich der ökologischen Raumgliederung ist das Gebiet als sehr homogen einzustufen. Die Raumklasse 29 (Grindenschwarzwald und Schwarzwald-Randplatten) deckt über 97 % der Fläche ab. Der Grindenschwarzwald und die Schwarzwald-Randplatten sind geprägt durch ca. 2° C niedrigere Jahresmittel-Temperaturen und 20 mm höhere Monats-Niederschlagssummen als der Landesdurchschnitt. Es finden sich überwiegend skeletthaltige Böden mit Sanden und Lehmsanden. Die potentiell natürliche Vegetation ist der Tannenwald.

DATENGRUNDLAGE

Zur Beschreibung des Phänomens Versauerung wurden Erhebungen aus den Luftmessnetzen zur Immission und Deposition, des ÖKWI, der qualitativen Fließgewässerüberwachung, der Bodendauerbeobachtung und des Grundwasserbeschaffenheitsmessnetzes herangezogen. Um eine mögliche Veränderung des Zustandes deutlich zu machen, wurden zwei über mehrere Jahre andauernde Untersuchungsphasen (1986-1995 und 2000-2003) gegenübergestellt. Bezüglich der in die Auswertung einbezogenen Parameter wird auf Abbildung 35 verwiesen.

VERSAUERUNGSZUSTAND UND VERSAUERUNGSTREND

Die Wirkungen der Versauerung werden in den Abbildungen zum Versauerungszustand (Abb. 35) und Versauerungstrend dargestellt (Abb. 36). Ist der Gehalt an Schwefeldioxid in der Luft oder der Sulfatgehalt in der Deposition rückläufig, wurde dies als positiver Trend gewertet. Sinkt bzw. steigt der pH-Wert im Boden, Fließgewässer oder Grundwasser um mindestens 0,2 pH-Einheiten ist dies entsprechend als positiver bzw. negativer Trend zu bewerten. Verbessert sich die Einschätzung eines Bioindikators um mindestens eine Klasse in der jeweiligen Klassifizierungsskala, so ist dies als positiver Trend zu werten.

IMMISSION/DEPOSITION

Die Depositionsmessstelle Wildsee (900 m ü. NN) liegt nur knapp drei Kilometer östlich von der Messstelle Hohlohsee entfernt. An dieser Messstelle wurde ein Rückgang der durchschnittlichen Sulfat-Einträge um den Faktor drei im Zeitraum 1993 bis 2002 beobachtet (von 10,7 mg/

m² auf 3,7 mg/m²). Innerhalb des Betrachtungsraumes liegt keine Immissions-Messstation. Die nächstgelegene Station ist in Freudenstadt, etwa sieben Kilometer südöstlich gelegen, und kann einen Anhaltspunkt für die Schwefeldioxid-Immissionen in diesem Raum geben. In der 750 m ü. NN gelegenen Immissions-Messstation Freudenstadt wurde eine Halbierung des Jahresmittelwertes der SO₂-Belastung im Zeitraum 1991 bis 2000 von 11 µg/m³ auf 5 µg/m³ festgestellt.

pH-WERTE

Im Untersuchungsgebiet befinden sich drei Boden-Dauerbeobachtungsflächen. Die zum Grundmessnetz gehörende Dauerbeobachtungsfläche Pfalzgrafenweiler (Nadelwald) liegt in einer Höhe von ca. 680 m ü. NN im Bereich des Oberen Buntsandsteins. Der pH-Wert des Oberbodens dieser mittelgründigen Braunerde lag 1986 im Aluminium-Pufferbereich und ist somit stark versauert. Es kann zu Auswaschungen von toxischen Aluminium-Ionen aus dem Boden kommen. Gleiches gilt für den Boden auf der Dauerbeobachtungsfläche Bad Herrenalb (Mischwald). Die zweite Beprobung im Jahr 2001 zeigte, dass der pH-Wert des Oberbodens leicht auf 3,5 angestiegen ist.

Die pH-Werte des Kaltenbachs und des Dürreychbaches wiesen im Zeitraum 1993 bis 2003 deutliche Zunahmen auf. Die Einzugsgebiete beider Fließgewässer liegen im Bereich des versauerungssensitiven Unteren und Mittleren Buntsandsteins und sind komplett bewaldet (Nadelwald). Im Wasser des Dürreychbaches wurde innerhalb der 10 Untersuchungsjahre eine pH-Wert-Anhebung um eine ganze Einheit festgestellt. Auch der Kaltenbach zeigt ansteigende pH-Werte: von pH 5,2 im Jahre 1993 auf pH 5,9 im Jahre 2003.

Von den vier der fünf im Untersuchungsgebiet vorkommenden Quellen liegen pH-Werte aus den Jahren 1995 und 2003 vor. Die Quellen liegen ausschließlich im Bereich des Unteren und Mittleren Buntsandsteins. Nur eine Quelle (QF Blindbach Wildbad) zeigt ansteigende pH-Werte. Der pH-Wert dieser Quelle liegt mit pH 6,9 schon im neutralen Bereich. Die übrigen Quellen hingegen weisen einen deutlich negativen Trend auf.

BIOINDIKATOREN

Sowohl der Kaltenbachsee als auch der Poppelsee sind relativ kleine Stauseen von ca. 0,5 ha im Gebiet des Oberlaufes der Enz auf einer Meereshöhe von ca. 780 m ü. NN. Sie

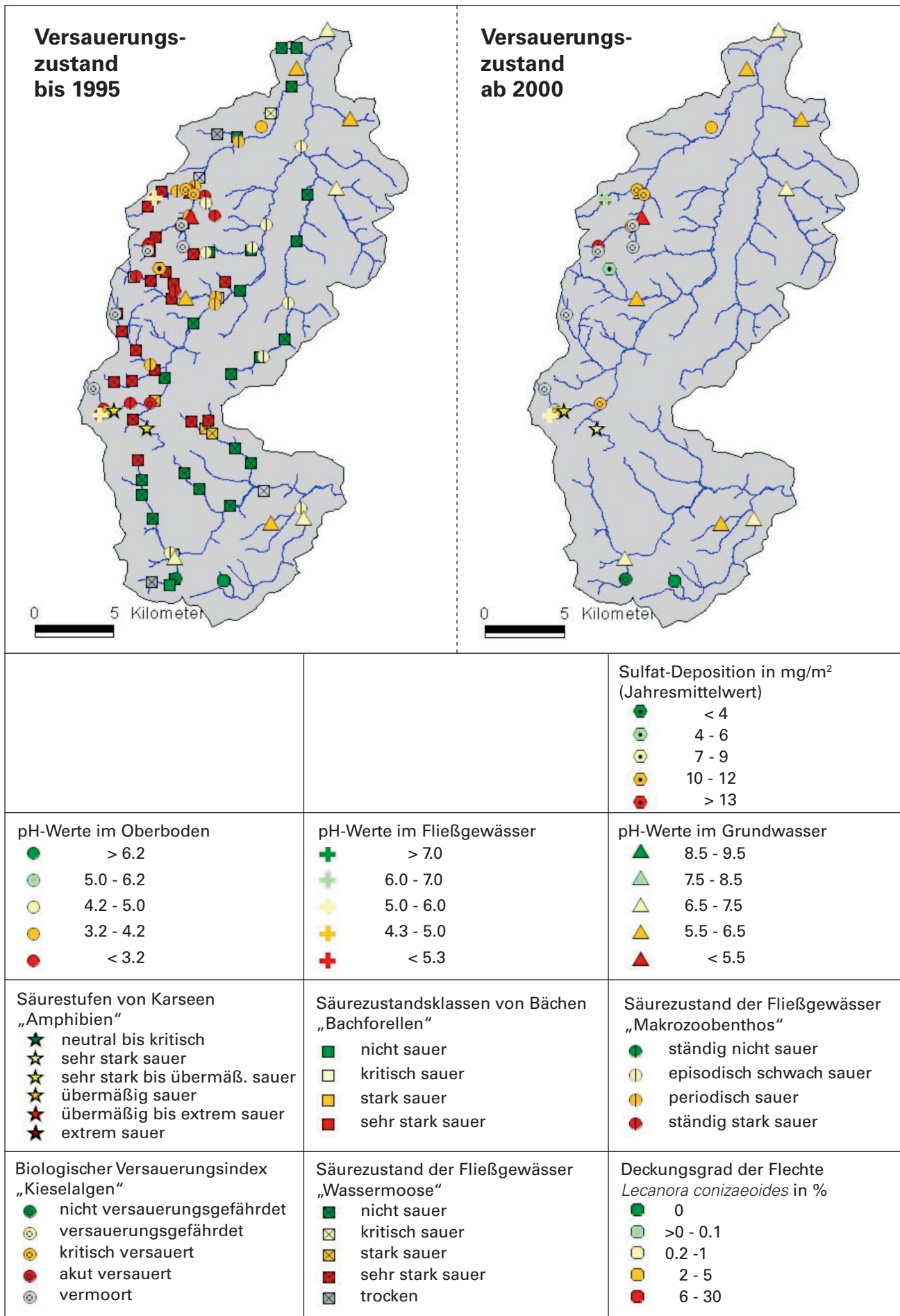


Abb. 35: Versauerungszustand in den Zeiträumen bis 1995 und ab 2000 in den Einzugsgebieten von Eyach, Enz, Kleiner Enz und Nagold im Nordschwarzwald.

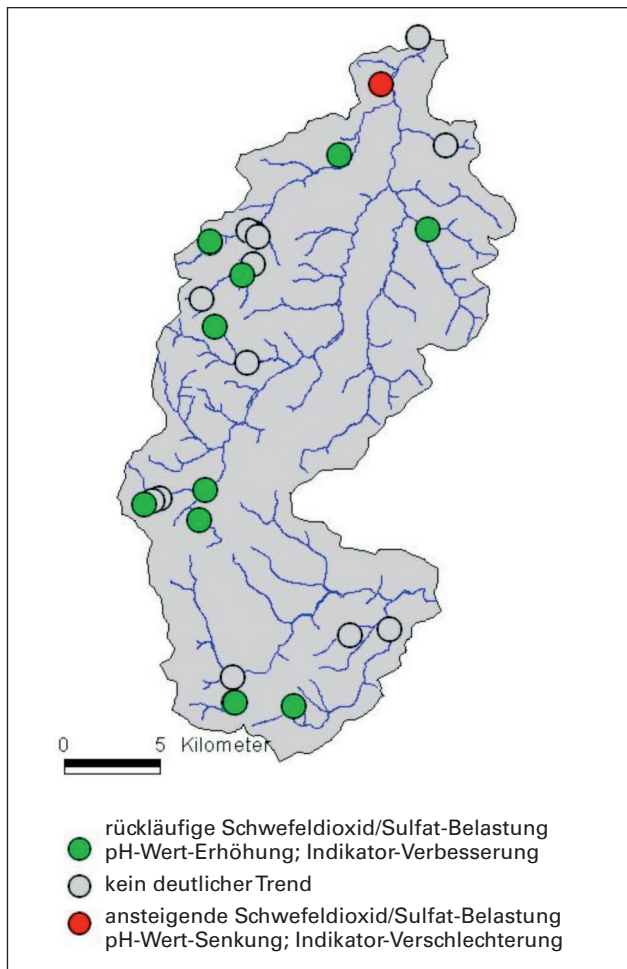


Abb. 36: Versauerungstrend in den Einzugsgebieten von Eyach, Enz, Kleiner Enz und Nagold im Nordschwarzwald.

liegen im Verbreitungsgebiet des Unteren und Mittleren Buntsandsteins. Nur der Zustand des Poppelsees verbesserte sich seit der ersten Erhebung auf „sehr stark sauer“, bewertet anhand des Schädigungsgrades des Amphibien-Laiches. Eine Verbesserung hinsichtlich des mittleren pH-Wertes zeigte auch der Kaltenbachsee. Jedoch reichte diese pH-Wert-Anhebung nicht aus, um ihn in eine andere Versauerungskategorie einzustufen.

Von den beiden Bächen Kaltenbach und Stutzbach ist nur letzterer im Jahre 1995 auf seine Bachforellen-Population untersucht worden. Der Stutzbach durchfließt von seiner Quelle bis zur Messstelle den Oberen Buntsandstein und den Unteren und Mittleren Buntsandstein. Der Bach wurde anhand der Altersstruktur seines Fischbestandes als „nicht sauer“ klassifiziert.

Ein Drittel der 24 Gewässerabschnitte, deren Versauerungsgrad im Zeitraum 1993 bis 1995 anhand der Zusammensetzung des Makrozoobenthos bestimmt wurde, erhielt die Einstufung „ständig stark sauer“. Bei weiteren

sieben Gewässerabschnitten wurde die Einstufung „periodisch sauer“ ermittelt. Die Gewässer liegen ausschließlich in den Einzugsgebieten der Enz und der Eyach im Bereich des Unteren und Mittleren Buntsandsteins. Die Gewässer, deren Zuflüsse zumindest teilweise den Bereich des Oberen Buntsandsteins durchfließen bzw. dort ihr Quellgebiet haben, konnten deutlich besser eingestuft werden. Zwei Gewässerabschnitte im Bereich des Einzugsgebietes der Nagold sowie drei im Einzugsgebiet der Kleinen Enz wurden als „episodisch schwach sauer“ klassifiziert.

Übereinstimmend zur Untersuchung der Bachforellen-Population wurde auch durch die Untersuchungen zur Zusammensetzung der Kieselalgen der Stutzbach als „nicht mehr versauerungsgefährdet“ eingestuft. Die beiden Messstellen am Stutzbach liegen nur 500 m voneinander entfernt. Alle übrigen Messstellen wurden als „kritisch“ (drei Messstellen) oder „akut versauert“ (fünf Messstellen) eingeteilt. Diese von Versauerung betroffenen Messstellen liegen im selben Raum wie die Gewässer, die anhand der Makrozoobenthos-Untersuchungen als ständig stark sauer eingestuft wurden.

Die Untersuchung der Wassermoose brachte eine ähnliche räumliche Verteilung der Versauerungssituation wie die Makrozoobenthos-Erhebungen. Rund die Hälfte aller untersuchten Gewässerabschnitte im gesamten Untersuchungsraum wurde überwiegend als „sehr stark sauer“ und nachrangig als „stark sauer“ eingestuft. Diese Aufnahmepunkte befinden sich ausschließlich im Verbreitungsgebiet des Unteren und Mittleren Buntsandsteins. Die beiden Aufnahmepunkte oberhalb und unterhalb der chemisch-physikalischen Dauerbeobachtungsstelle Dürreychbach sind im Jahre 1990 auch als „sehr stark sauer“ eingestuft worden. Der pH-Wert des Wassers lag 1993 bei pH 5,1.

Der Bioindikator „Flechtenbewuchs“ (siehe Kapitel 5) deutet darauf hin, dass die Luftbelastung durch versauernde Substanzen inzwischen nicht übermäßig hoch sein kann. Denn die säuretolerante Flechte *Lecanora coniaezoides* wurde sowohl 1991 als auch 2002 auf der Wald-Dauerbeobachtungsfläche 1360-Pfalzgrafenweiler (siehe Anhang) nicht nachgewiesen.

Die zeitliche Gegenüberstellung der Ergebnisse bis 1995 und ab dem Jahr 2000 macht somit deutlich, dass die Problematik der Versauerung in Baden-Württemberg nach wie vor besteht. Allerdings zeigen alle hier verwendeten Indikatoren zur Versauerung eine Verbesserung des Zustandes an.

ZUSAMMENFASSUNG

Ökosysteme verfügen im Allgemeinen über ein Puffer- und Kompensationsvermögen. Dem sind jedoch natürliche Grenzen gesetzt. Dieses Vermögen ist als Folge der bedeutenden Nutzung fossiler Brennstoffe durch den Menschen in den letzten Jahrzehnten überfordert gewesen. Der natürliche Prozess der Versauerung wurde so weit verstärkt und beschleunigt, dass es zu negativen Veränderungen von Ökosystemen kam.

Wichtige und empfindliche biologische Kenngrößen zeigen in den letzten Jahren deutlich positive Veränderungen:

- Bestandsdichten und Altersstruktur der Fischbestände erholen sich insbesondere in den versauerungsgefährdeten Bächen.
- Die Laicherfolge von Amphibien in versauerten Seen und kleineren Stillgewässern nehmen langsam wieder zu.
- Die Belastung durch Aluminium in den Gewässern geht kontinuierlich zurück - in den meisten Bächen auf ein unschädliches Niveau.

Damit haben sich die Überlebenschancen für Fische und Amphibien im Laufe der letzten 20 Jahre deutlich verbessert. Dennoch sind die beobachteten Parameter an vielen Bächen und Seen noch nicht in einem stabilen und unbedenklichen Zustand.

Auch die medienübergreifende Auswertung verschiedener Messnetze der LfU belegt eine insgesamt positive Entwicklung in dem versauerungsgefährdeten Bereich Nordschwarzwald. Die zeitliche Gegenüberstellung der Zeiträume bis 1995 und ab dem Jahr 2000 macht jedoch deutlich, dass die Problematik der Versauerung in Baden-Württemberg nach wie vor besteht. Allerdings zeigen alle hier verwendeten Indikatoren zur Versauerung eine Verbesserung des Zustandes an. Die Belastbarkeit einer Landschaft gegenüber Versauerung hängt im Wesentlichen von seinen geologischen und bodenkundlichen Verhältnissen ab. Besonders gefährdet sind demnach die Regionen, in denen die Gesteine des Unteren und Mittleren Buntsandsteins flächenhaft verbreitet sind.

Die medienübergreifende Analyse des als äußerst säuresensitiv geltenden Gebietes zeigt, dass die deutlich rückläufigen Einträge von versauernd wirkenden Luftschadstoffen bislang nur eine geringe Anhebung der pH-Werte im Boden und im Grundwasser brachte. Hingegen konnte für die Fließgewässer des Raumes eine deutliche pH-Wert-Anhebung innerhalb von 10 Jahren festgestellt werden.

Auch die untersuchten Bioindikatoren deuten darauf hin, dass sich der Zustand der Fließ- und Stillgewässer in den letzten 15 Jahren verbessert hat. Letztendlich bestätigen diese Erkenntnisse die rückläufigen Sulfat-Einträge in diesem Gebiet.

7 Neue Technik – neues Monitoringprogramm

KFZ-KATALYSATOREN UND GENTECHNISCH VERÄNDERTE ORGANISMEN

In vielen Umweltbereichen wurden die Auswirkungen von Schadstoffeinträgen dank verschiedener Umweltmaßnahmen inzwischen reduziert. So ist beispielsweise der Eintrag von Schwermetallen und Schwefeldioxid rückläufig. Nach wie vor bewirken Stickoxide jedoch eine Versauerung und Eutrophierung verschiedener Umweltkompartimente. Hinzu kommen neue Themenfelder durch den Einsatz neuer Technologien wie z.B. die Platin-Emission aus Kfz-Abgaskatalysatoren oder das Freisetzen von gentechnisch veränderten Organismen wie z.B. Raps oder Mais. Neue Technologien erfordern die zeitnahe Einrichtung von Monitoringmaßnahmen, um Einwirkungen auf die Umwelt rechtzeitig erfassen und Gegenmaßnahmen ergreifen zu können.

PLATINMETALLE AUS KFZ-ABGASKATALYSATOREN

Seit Mitte der 1980er Jahre hat der Einsatz von Katalysatoren zur Abgasreinigung von Kraftfahrzeugen stark zugenommen. Platin (Pt) und die Platingruppenelemente Rhodium (Rh) und Palladium (Pd) sorgen im Abgaskatalysator für die weitgehende Beseitigung von Kohlenmonoxid, Kohlenwasserstoffen und Stickoxiden. Die Freisetzung von Schadstoffen aus dem Straßenverkehr wird durch den Katalysator um über 90 % vermindert. Damit trägt die Katalysatortechnik einen großen Anteil an der Verbesserung der Luftqualität.

Neben diesem unbestrittenen Nutzeffekt ist die Abgasreinigung mit der Emission von Platinmetallen (Pt, Rh und Pd) verbunden, die durch Temperaturerhöhung und Erschütterung aus dem Katalysator freigesetzt werden und sich in der Umwelt anreichern. Neuere Veröffentlichungen belegen eine lokale Umweltbelastung an Straßenrändern. Die Platingehalte im Boden und in Pflanzen gehen aber mit zunehmender Entfernung von der Straße schnell auf das Hintergrundniveau zurück. Unklar ist, ob die seit Mitte der 1980er Jahre ansteigenden Konzentrationen an Edelmetallen schädlich für die Natur und den Menschen sind [LfU 1999, ABBAS et al. 2001, 2002, SURES et al. 2002]. Vor allem SURES et al. [2002] konnten nachweisen, dass diese Edelmetalle in ihrer toxischen Wirkung Schwermetallen wie Blei, Chrom, Cadmium und Kupfer nicht nachstehen.

Nach einem ersten Bericht über Einträge von Platingruppenelementen aus Kfz-Abgaskatalysatoren in straßennahe Böden [LfU 1995b] setzte sich die LfU in einer Reihe von Studien intensiver mit dieser Problematik auseinander [u. a. VON DER TRENCK & ERHARDT 2004]. Ein Teilaspekt dieser Studien ist die Erprobung und Festlegung von Analysemethoden bei Platin in unterschiedlichen biologischen Materialien. Diesem Teilaspekt wurde in Messungen an standardisierten Graskulturen nachgegangen (Abb. 37). Das Verfahren basiert auf einer modifizierten VDI-Richtlinie [VDI 2003].

EXPOSITION VON GRASKULTUREN AM AUTOBAHNRAND

In einer Pilotstudie wurde die Anreicherung von Platin, Rhodium und Palladium an standardisierten Graskulturen gemessen, die in den Jahren 1999 und 2000 am Rand der Autobahn exponiert waren [VON DER TRENCK & ERHARDT 2004]. Die Verkehrsdichte betrug ca. 60.000 Fahrzeuge pro Tag an allen fünf der für diese Untersuchungen eingerichteten Standorte.

Die Platin-Konzentrationen betragen 1999 direkt am Rand des Straßenbelages im Mittel 7,2 µg/kg getrocknetes Gras und lagen in drei Metern Abstand zum Straßenbelag bei nur noch 76 % dieses Wertes (Abb. 38). Eine hohe windabgewandte Lärmschutzwand reduzierte den Abtransport mit dem Wind und wirkte sich somit erhöhend auf die Platinkonzentrationen vor der Wand aus (ca. 9 µg/kg TS), veränderte aber nicht das mit der Entfernung abnehmende Immissionsprofil.



Abb. 37: Graskulturen an der Autobahn.

Palladium wird erst seit wenigen Jahren anstelle von Platin zur Bestückung der Katalysatoren verwendet und erreichte mit 1-3 µg/kg TS schon ca. 40 % der Platinkonzentration. Rhodium, das zusammen mit Platin oder Palladium als katalytisch aktives Edelmetall in den Katalysator eingebaut wird, erreichte 16 % des Platin-Gehaltes im Gras.

Die Mittelwerte von drei (1999) bzw. fünf Messstandorten (2000) sind in Abbildung 38 dargestellt. Sowohl die Konzentrationswerte als auch die Konzentrationsverhältnisse illustrieren den wichtigsten Unterschied zwischen den beiden Jahren: von 1999 auf 2000 blieb die Höhe der Platin-Konzentration unverändert, während durchgehend in allen sechs Messpositionen ein Ansteigen der Palladium-

Konzentration auf durchschnittlich 50 % und ein Abfallen der Rhodium-Konzentration auf durchschnittlich 14 % des Platin-Gehaltes registriert wurde.

Vor der Lärmschutzwand ergaben sich Unterschiede in der räumlichen Verteilung zwischen Platin und Palladium gegenüber den Messungen auf freier Strecke: Palladium nahm vor der Wand nicht mit der Entfernung zum Straßenrand ab. Dieser Konzentrationsverlauf zeigt eine größere Anfälligkeit der Palladium-Partikel für Verwirbelungen. Unter dem Vorbehalt der Vorläufigkeit dieser ersten Ergebnisse kann daraus auf eine größere Mobilität des Palladiums geschlossen werden.

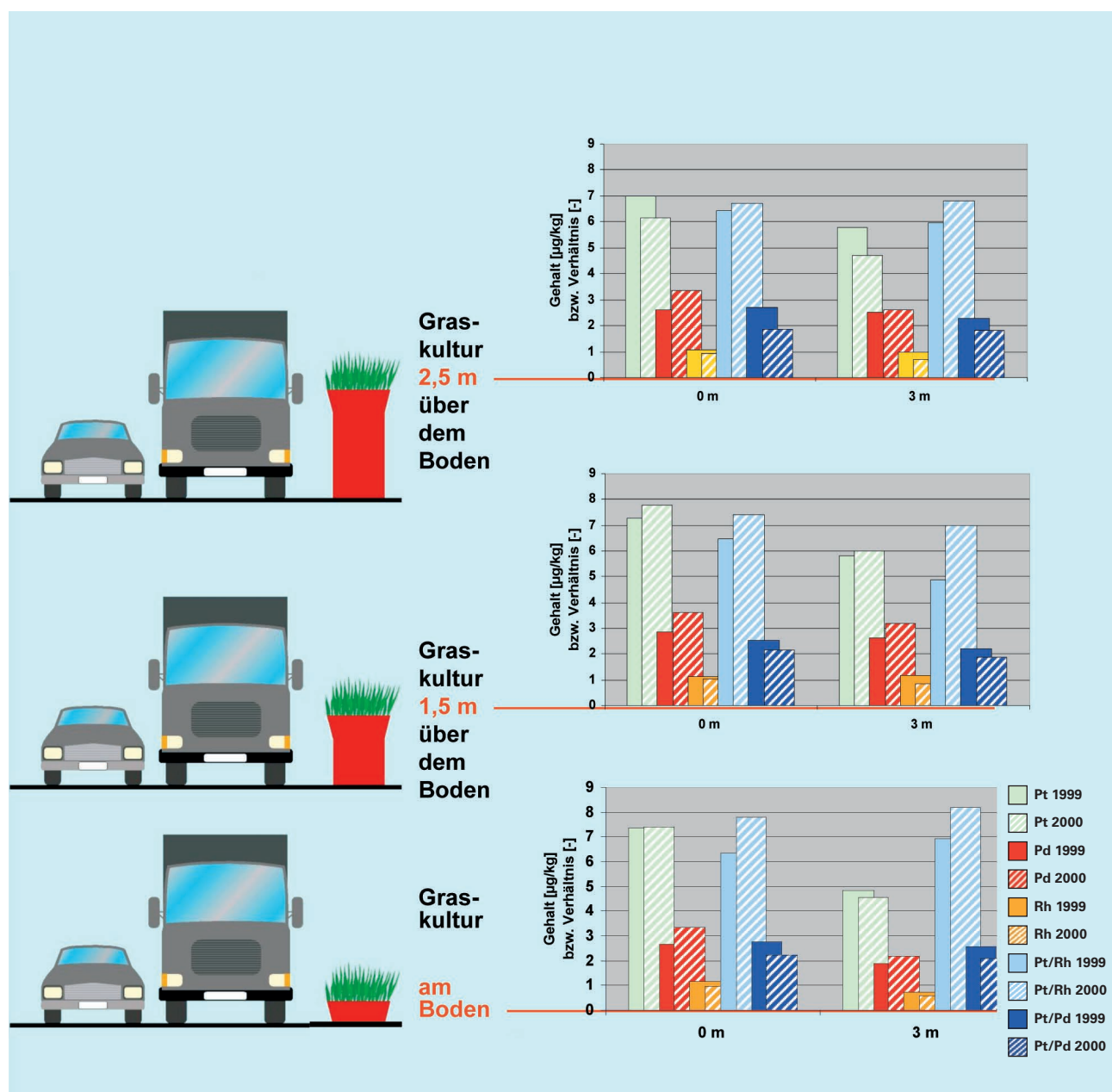


Abb. 38: Akkumulation von Edelmetallen in Standard-Graskulturen an der Autobahn (Jahresmittelwerte über alle Standorte).

Die gute Korrelation der Edelmetalle mit anderen verkehrsbedingten Metallen (Antimon, Blei, Chrom, Kupfer, Nickel, Zink) belegt den Eintrag durch den Kfz-Verkehr. Bis auf wenige Ausnahmen lässt sich verallgemeinern, dass ein fünf Meter hoher Lärmschutzwand so gut wie keinen Einfluss auf den Transport metallhaltiger Staubpartikel hatte, während die 18 m hohe Lärmschutzwand zu einer deutlichen Anreicherung an den Graskulturen führte.

Auch an einem ansteigenden Autobahnabschnitt wurden Graskulturen in der Erwartung exponiert, dass die erhöhte Motorleistung an der Steigung auch erhöhte Edelmetallkonzentrationen nach sich ziehen würde. Dies war jedoch nicht der Fall: Ein Effekt der Steigung auf die Beladung der Graskulturen mit Edelmetallen konnte nicht demonstriert werden.

Frühere Untersuchungen zum Einfluss von Platin und Rhodium auf das Pflanzenwachstum ergaben Wachstumshemmungen erst bei Konzentrationen, die 1.000- bis 100.000fach über den hier gemessenen Gehalten lagen [MAIER-REITER & SOMMER 1997, LEHR et al. 1999]. Entsprechend wurde bei den hier aufgetretenen Konzentrationen zwischen 1 und 10 µg/kg Gras auch keine Beeinträchtigung des Wachstums der Kulturen beobachtet. Da mit den Untersuchungen erst 1999 begonnen wurde, ist es für eine Aussage über mögliche Trends noch zu früh. Referenzwerte für weitere Untersuchungen wurden damit aber etabliert.

Die aus der Literatur bekannte Beobachtung, dass Platin nur in unmittelbarer Emittentennähe in erhöhten Konzentrationen in Umweltproben gefunden wird und in einer Entfernung von nur wenigen Metern auf Hintergrundwerte zurückgeht, wurde durch die hier durchgeführten Untersuchungen bestätigt.

Für Palladium wurde im Gegensatz zu Platin vor der Lärmschutzwand keine Abnahme mit der Entfernung vom Straßenrand verzeichnet. Dieser Befund ist vermutlich mit einer geringeren Dichte der Palladium-Partikel zu erklären, bedarf aber noch der weiteren Bestätigung durch eine Fortsetzung der Messungen.

Aus Sicht einer umwelttoxikologischen Gesamtbewertung lässt sich sagen, dass Emissionen aus Kfz-Katalysatoren die größte Quelle für den Eintrag von Edelmetallen in die Umwelt darstellen [HELMERS & KÜMMERER 1999]. Die auftretenden Konzentrationen (<10 µg Pt/kg TS) sind bis-

her nicht gesundheitsgefährdend. Platin-Konzentrationen in der am höchsten belasteten Luft nahe stark befahrener Straßen (ca. 100 pg Pt/m³ Luft) liegen ca. um den Faktor 150 unter der Schwelle, bei der mit der Auslösung von allergischen Reaktionen bei empfindlichen Personen zu rechnen ist (15 ng Pt/m³ Luft, ROSNER et al. 1998). Wegen dieser bekannten sensibilisierenden Wirkung des Platins und des Palladiums ist eine Beobachtung des weiteren zeitlichen Verlaufs der Edelmetallkonzentrationen in der Umwelt jedoch notwendig.

GENTECHNISCH VERÄNDERTE ORGANISMEN

Bei der Freisetzung bzw. dem Inverkehrbringen von gentechnisch veränderten Organismen (GVO) sind Wirkungen auf die natürliche Umwelt nicht auszuschließen. Daher sind innerhalb der Europäischen Union (EU) die Auswirkungen von GMO auf die Umwelt auch nach ihrer Zulassung zu beobachten. Die EU-Freisetzungs-Richtlinie [2001] und die ergänzenden Leitlinien [EU 2002] schreiben hierzu einen Überwachungsplan vor. Mit dem Gesetz zur Neuordnung des Gentechnikrechts [BRD 2004] wurde die Verpflichtung zur Beobachtung von GMO in nationales Recht umgesetzt. Für alle neuen Zulassungen von GMO, die als Lebens- oder Futtermittel verwendet werden sollen, ist entsprechend der Verordnung über gentechnisch veränderte Lebensmittel und Futtermittel [EU 2003] ebenfalls ein Plan zur Beobachtung der Umweltauswirkungen von GMO Pflicht. Damit sollen frühzeitig etwaige negative Wirkungen von gentechnisch veränderten Pflanzen auf die Umwelt erkannt und gegebenenfalls Gegenmaßnahmen eingeleitet werden.

Im Rahmen der Beobachtung der Umweltwirkungen von GMO sollen Informationen über Wechselwirkungen zwischen gentechnisch veränderten Pflanzen und der Umwelt gewonnen werden. Hierfür unterscheidet die EU-Freisetzungsrichtlinie [2001] eine allgemeine Beobachtung auf unerwartete, langfristig auftretende schädliche Wirkungen und erforderlichenfalls eine fallspezifische Beobachtung, in deren Mittelpunkt die in der Umweltverträglichkeitsprüfung ermittelten zu erwartenden schädlichen Wirkungen stehen. Bei der allgemeinen Beobachtung kann von bereits bestehenden Überwachungsprogrammen wie z. B. der medienübergreifenden Umweltbeobachtung (MUB), der Überwachung landwirtschaftlicher Kulturformen, oder des Pflanzenschutzes Gebrauch gemacht werden. Die Durchführung der fallspezifischen und der allgemeinen Beobachtung der

Umweltwirkungen obliegt dem Betreiber. Aus Gründen eines vorsorgenden Umwelt- und Verbraucherschutzes werden zusätzliche und von den Aktivitäten des Betreibers unabhängige behördliche Beobachtungstätigkeiten als erforderlich erachtet.

In Baden-Württemberg ist die behördliche Beobachtung der Umweltwirkungen von GVO der MUB angegliedert. Für die Umweltbeobachtung werden von der LfU 19 Grünland-Dauerbeobachtungsflächen in 16 Naturräumen Baden-Württembergs unterhalten (siehe Anhang). Die Flächen liegen in Naturschutzgebieten und sind häufig von landwirtschaftlichen Anbauflächen umgeben. Zur Vegetation der Grünland-Dauerbeobachtungsflächen bestehen langjährige Datenreihen. Diese Dauerbeobachtungsflächen bilden das Basismessnetz für die Beobachtung der Umweltwirkungen von GVO. Darüber hinaus können, bei Realisierung eines bundesweiten Biodiversitätsmonitorings, diese Dauerbeobachtungsflächen in ein bundesweites Flächennetz zur Erfassung der Umweltwirkungen von GVO integriert werden.

Neben vegetationskundlichen Erhebungen werden, in Kooperation mit der Universität Hohenheim, derzeit Bodenproben aus dem direkten Umfeld der Grünland-Dauerbeobachtungsflächen untersucht. Dadurch sollen mögliche Wirkungen auf den Boden und die Bodenflora erfasst werden. Von besonderer Bedeutung ist bei diesen Untersuchungen die Dokumentation des Ist-Zustandes vor Freisetzung und Inverkehrbringen von GVO. Neben der Charakterisierung der funktionellen und strukturellen Diversität der Bodenmikroorganismen mit enzymatischen und molekularbiologischen Verfahren wird die Gesamtbiomasse bei allen Bodenproben bestimmt. Ein immunologischer Nachweis von Bt-Toxin, das durch GVO in den Boden gelangt, wird im Labor etabliert. Das Bt-Toxin ist ein für Fraßinsekten giftiges Protein, das ursprünglich vom Bodenbakterium *Bacillus thuringiensis* gebildet wird. Mit gentechnischen Verfahren wurden die aus *Bacillus thurin-*

giensis isolierten Bt-Toxin-Gene auf Pflanzen (Mais und Raps) übertragen, so dass diese dann in ihren Zellen den für Fraßinsekten giftigen Wirkstoff produzieren.

An der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg werden die Bodenproben chemisch-physikalisch analysiert und ihre mikrobielle Aktivität bestimmt. Für den molekularen Nachweis von künstlich veränderten Gensequenzen in Wildpflanzen wird die PCR-Technik (Polymerase Chain Reaction) im Biologielabor eingerichtet.

Erste Ergebnisse dieser Untersuchungen zur Beschreibung des Ist-Zustandes in Baden-Württemberg vor Freisetzung bzw. Inverkehrbringen von GVO werden im Jahr 2006 erwartet.

ZUSAMMENFASSUNG

Emissionen aus Kfz-Katalysatoren sind die größte Quelle für den Eintrag von Edelmetallen in die Umwelt. Die auftretenden Konzentrationen sind bisher nicht gesundheitsgefährdend. Platin-Konzentrationen in der am höchsten belasteten Luft nahe stark befahrener Straßen liegen ca. um den Faktor 150 unter der Schwelle, bei der mit der Auslösung von allergischen Reaktionen bei empfindlichen Personen zu rechnen ist. Wegen dieser bekannten sensibilisierenden Wirkung des Platins und des Palladiums ist eine Beobachtung des weiteren zeitlichen Verlaufs der Edelmetallkonzentrationen in der Umwelt angezeigt. Aufgrund der bisher noch ungenügenden Datenlage besteht außerdem weiterer Forschungsbedarf hinsichtlich der Eintragspfade in die Umwelt und der Wirkung von Platingruppenmetallen, insbesondere von Palladium auf Lebewesen einschließlich des Menschen.

Im Rahmen der MUB wird von der LfU ein Monitoring für gentechnisch veränderte Organismen aufgebaut. Die Auswirkungen von gentechnisch veränderten Organismen auf die Umwelt sind nach ihrer Zulassung zu beobachten. Das GVO-Monitoring soll dabei in die bestehenden Umweltbeobachtungsmessnetze einbezogen werden.

8 Klimawandel

AUSWIRKUNGEN AUF DIE BELEBTE UMWELT

Seit Jahren werden Hinweise für eine Klimaveränderung auf vielen politischen Ebenen diskutiert. Das IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), eine Einrichtung der Vereinten Nationen, führt im Bericht von 2001 aus, dass „sich der bereits begonnene globale Klimawandel im 21. Jahrhundert fortsetzen wird und dabei dramatischer ausfallen könnte als bisher angenommen“. Es wird davon ausgegangen, dass die Erwärmung der letzten 50 Jahre im Wesentlichen anthropogen verursacht ist [IPCC 2001].

Durch die klimabedingte Änderung der Umweltbedingungen werden auch für Baden-Württemberg ökologische, ökonomische, sozioökonomische sowie gesundheitliche Fragen aufgeworfen. Verschiedene Ereignisse und Beobachtungen in den letzten 10 - 15 Jahren in Baden-Württemberg ließen eine noch intensivere Befassung mit dem Thema „Klimaveränderungen“ sowie eine Erstellung von Prognosen und Szenarien zu den Klimaauswirkungen notwendig erscheinen.

Bereits Ende der 1980er Jahre wurde mit dem Regio-Klima-Projekt (REKLIP) für den Oberrhein eine länderübergreifende Klimaanalyse erstellt. Seit 1997 wird das Thema „Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft“ (KLIWA) in einem Kooperationsvorhaben mit dem Land Bayern und dem Deutschen Wetterdienst bearbeitet. Zur weiteren Verfolgung und Ausdehnung der Thematik auf weitere Bereiche erfolgte 2002 in Baden-Württemberg die Einrichtung eines Umweltpolitischen Schwerpunktes „Klimafolgen für Baden-Württemberg“. Zusätzlich wurde ein Forschungs-Verbundvorhaben „Klimawandel - Auswirkungen - Risiken - Anpassung“ (KLARA) aufgelegt und zwischenzeitlich abgeschlossen. Die zu behandelnden Themenbereiche umfassen Auswirkungen auf die belebte Umwelt, die Hydrologie, Wirtschaft und Landnutzung sowie den Aspekt Mensch und Gesundheit. Die Ergebnisse zu diesen Projekten, insbesondere auch zu Prognosen und Szenarien hinsichtlich der Auswirkungen von Klimaveränderungen sind an verschiedenen Stellen veröffentlicht und über die LfU-Internetseiten einsehbar (<http://www.lfu.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/1196/>; Thema: Klima/Klimafolgen).

Darüber hinaus befasste sich die LfU gemeinsam mit den Landesämtern und -anstalten für Umwelt-/Naturschutz der Bundesländer Schleswig-Holstein, Hessen, Rheinland-Pfalz und Sachsen mit dem Thema Klimawandel. Der Arbeitskreis „Bioindikation/Wirkungsermittlung“, hier der Untearbeitskreis Klima-Biomonitoring, erarbeitete ein Handlungskonzept zum Monitoring von Klimaveränderungen mit Hilfe von Bioindikatoren [AK BIOINDIKATION 2004]. Ziel ist es, Möglichkeiten und Methoden eines Klima-Biomonitorings aufzuzeigen und auf Kenntnislücken sowie den daraus resultierenden Forschungs- und Entwicklungsbedarf hinzuweisen. Insbesondere die Wirkungen von Klimaveränderungen auf die belebte Umwelt stehen im Mittelpunkt der Betrachtungen. Im Sinne eines Frühwarnsystems soll auf besondere Empfindlichkeiten von Ökosystemen hingewiesen und so Prognosen sowie Anpassungsstrategien ermöglicht werden. Die gewonnenen Erkenntnisse dienen der Politikberatung, der Vorbereitung von Plänen und Programmen sowie der Information der Öffentlichkeit und der Erfüllung von Berichtspflichten.

BIOINDIKATION

Mit Hilfe der Bioindikation werden durch die Beobachtung der Umwelt über einen längeren Zeitraum Veränderungen erfasst, die u. a. durch den Klimawandel bedingt sein können. Neben der Erhebung phänologischer Daten werden die Ausbreitung von Tier- und Pflanzenarten, die Einwanderung neuer Arten und Veränderungen im Vogelzug registriert und ausgewertet.

PHÄNOLOGIE

Die Auswertung phänologischer Daten zeigt, dass im Zeitraum 1990 bis 1999 ein früherer Frühlingsbeginn um bis zu 10 Tagen gegenüber dem Mittel aus den Jahren 1961 bis 1990 eingetreten ist. Auch die räumlichen Verteilungsmuster von Gebieten mit vorzeitigem Frühlingsbeginn (indiziert über den Beginn der Apfelbüte) zeigen bei einem Vergleich der beiden untersuchten Zeiträume deutliche Änderungen (Abb. 39). So nehmen die Gebiete mit einem früheren Beginn der Apfelblüte im Zeitraum 1990 bis 1999 eindeutig zu. Dies schließt auch Gebiete ein, die für ihr raueres Klima bekannt sind.

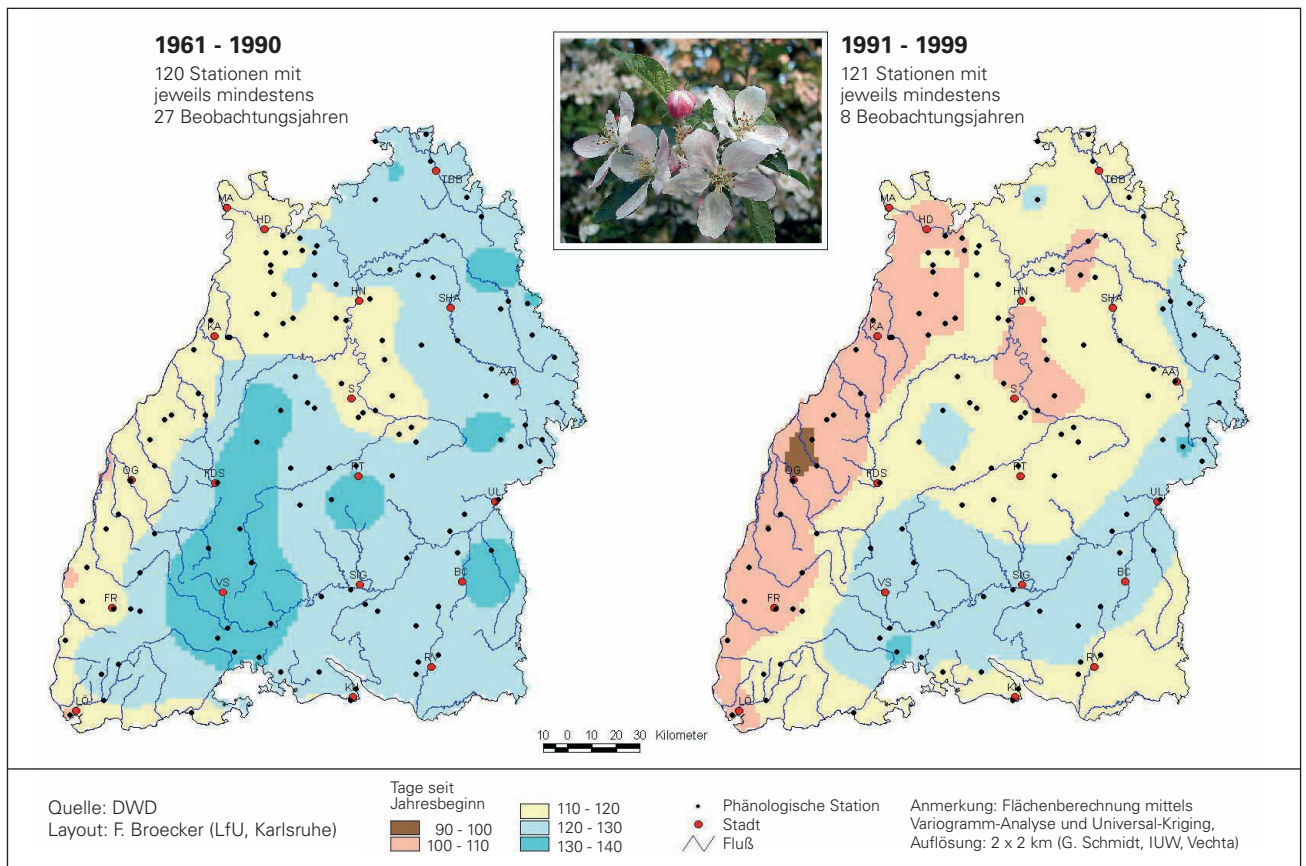


Abb. 39: Durchschnittlicher Apfelblütenbeginn in Baden-Württemberg, Zeiträume 1961 - 1990 und 1991 - 1999 [SCHRÖDER et al. 2002].

Nutzen ist aus solchen Ergebnissen in mehrfacher Hinsicht zu ziehen. Es können Gebiete benannt werden, in denen es aufgrund der klimatischen Entwicklung für den Menschen zu gesundheitlichen Belastungen durch Hitzestress und hohe Luftfeuchtigkeit kommen kann (z. B. Oberrhein-ebene). Gleichzeitig sind dies auch Gebiete, in die Wärme liebende Tier- und Pflanzenarten (inkl. Schädlinge und Krankheitserreger) bevorzugt einwandern können. Für die Land- und Forstwirtschaft ergeben sich Hinweise für den Zeitpunkt des Pflanzenschutzmitteleinsatzes, für die Sortenwahl von Nutzpflanzen sowie Hinweise bezüglich der Erntezeitpunkte, aber auch im Hinblick auf Spätfrostgefahren für den Wein- und Obstbau.

AUSBREITUNG VON TIER- UND PFLANZENARTEN

Die Ergebnisse aus der Phänologie stimmen mit anderen Beobachtungen überein, wie z. B. mit der zunehmenden Ausbreitung von Tier- und Pflanzenarten, die für ein wintermildes Klima in Baden-Württemberg kennzeichnend sind oder aus warm-gemäßigten Zonen stammen [GEBHARDT 2001]. Für die Wald-Dauerbeobachtungsflächen gibt es erste Hinweise für einen klimabedingten Wandel. Im Untersuchungszeitraum 1985 – 1997 stieg an 20 Wald-Dauerbeobachtungsflächen, der Deckungsgrad von Efeu

(*Hedera helix*) – einer Indikatorart für wintermildes Klima - im Mittel von 1,4 % auf 4,2 %. Bemerkenswert ist auch das verstärkte Auftreten der Aleppohirse (*Sorghum halepense*) in der Oberrheinebene in den letzten Jahren.

Mehrere Libellenarten sind in den letzten 10 - 15 Jahren aus dem Mittelmeergebiet verstärkt nach Süddeutschland eingewandert, wie z. B. die Südliche Mosaikjungfer (*Aeshna affinis*, Abb. 40), die Südliche Heidelibelle (*Sympetrum meridionale*) und der Südliche Blaupfeil (*Orthetrum brunneum*) [OTT 2000].



Abb. 40: Die Südliche Mosaikjungfer (*Aeshna affinis*, Foto: H.-P. DÖLER).

Die Ausbreitung der Wärme liebenden Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*), die vor 1900 nur vereinzelt auftrat und insbesondere ab den 1950er Jahren verstärkt in der Oberrheinebene nachgewiesen wurde, ist hierfür ebenfalls ein gutes Beispiel (Abb. 41).

Die Verbreitung der aus dem Mittelmeerraum stammenden Gelbbindigen Furchenbiene (*Halictus scabiosae*), die bis 1989 vereinzelt nachgewiesen wurde, zeigte in den letzten 15 Jahren eine flächendeckende Zunahme in Baden-Württemberg in Höhen unterhalb von 500 m ü. NN (Abb. 42). Auch aus anderen Bundesländern gibt es Meldungen über merkliche Bestandeszunahmen und Arealerweiterungen bis nach Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen [SCHANOWSKI 2005].

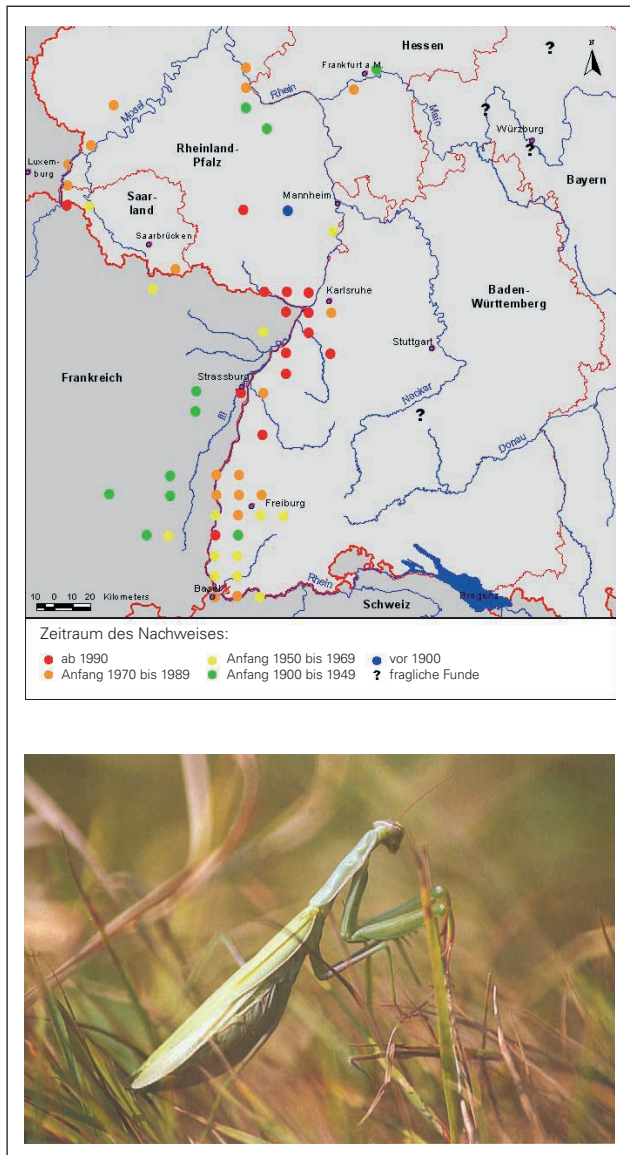


Abb. 41: Nachweise der Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*) in Deutschland und Nachbargebieten (verändert nach BRECHTEL et al. 1996; Foto: F. BRECHTEL).

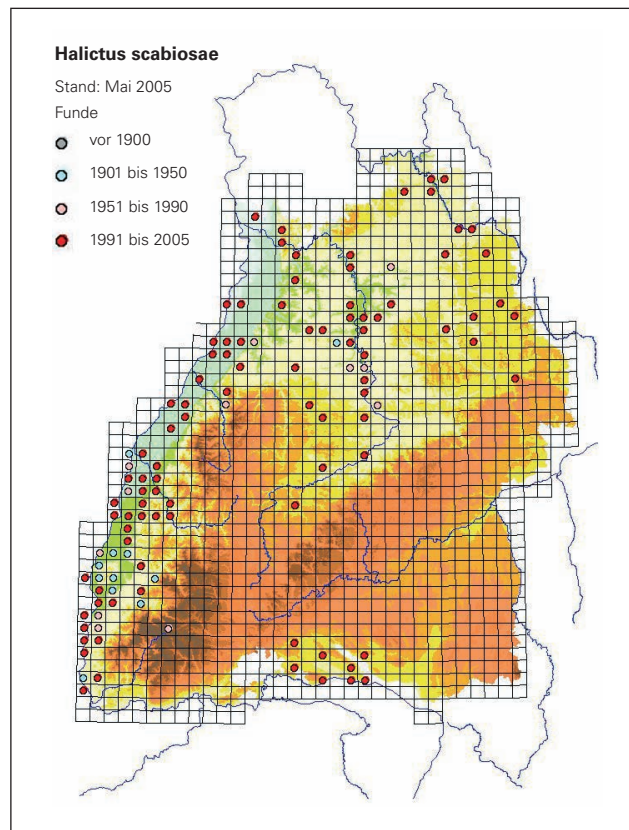


Abb. 42: Verbreitung der Gelbbindigen Furchenbiene (*Halictus scabiosae*) in Baden-Württemberg [SCHANOWSKI 2005].

In den zurückliegenden Jahren wurde das Vordringen von Vogelarten nach Norden in bisher von diesen Arten nicht besiedelte Gebiete sowie Änderungen von Zugverhalten, Zugrouten, Zugzeiten, Überwinterungsstrategien und der Brutzeitpunkte festgestellt [BERTHOLD 1997, 1998, LfU 2005a]. Eine im Rahmen des Verbundvorhabens KLARA (Klimawandel-Auswirkungen, Risiken, Anpassung) durchgeführte Auswertung der langjährigen Beobachtungsreihen bei Zugvögeln (1970 - 2003) erbrachte eine Verfrühung hinsichtlich der Erstankunftszeiten [LfU 2005a]. So ergaben sich bei 17 Zugvogelarten für 13 verschiedene Orte in Baden-Württemberg verfrühte Erstankunftszeiten von durchschnittlich 3 - 5 Tagen pro zehn Jahren. Am Beispiel der Mehlschwalbe (*Delichon urbica*) wird dies deutlich (Abb. 43).

Auch Auswirkungen des Klimawandels auf die Artenzusammensetzung und -verbreitung von Brutvögeln in Baden-Württemberg können bereits nachgewiesen werden. Es zeigte sich, dass Bestandsrückgänge vor allem bei Langstreckenziehern und Vogelarten des Offenlandes besonders stark ausfielen. Die Untersuchung der Bestandsveränderungen ergab zudem eine Zunahme südlich verbreiteter Vogelarten wie z. B. Kolbenente (*Netta rufina*), Orpheus-

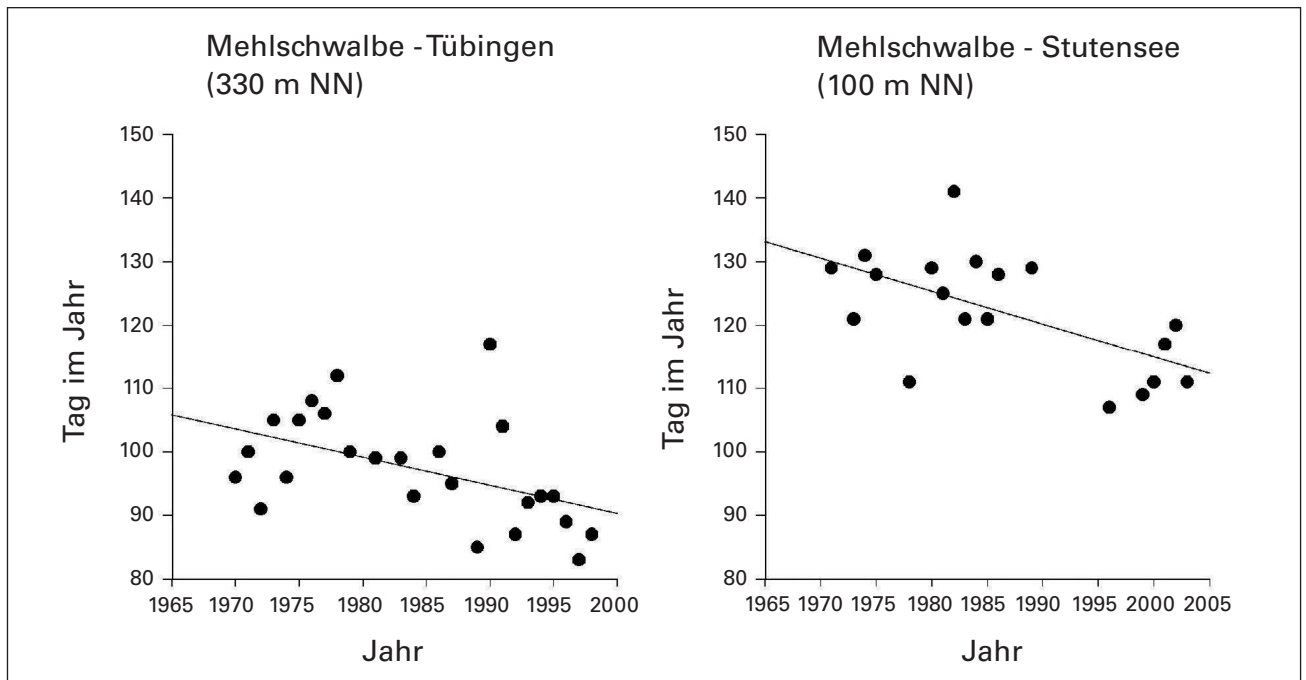


Abb. 43: Erstankünfte der Mehlschwalbe (*Delichon urbica*) im Frühjahr an zwei Standorten in Baden-Württemberg [LfU 2005a].

grasmücke (*Sylvia hortensis*) und Bienenfresser (*Merops apiaster*). Dagegen haben nördlich verbreitete Arten wie Fitis (*Phylloscopus trochilus*), Bekassine (*Gallinago gallinago*) und Großer Brachvogel (*Numenius arquata*) abgenommen [LfU 2005a].

Der Zustrom gebietsfremder Organismen, darunter subtropische und tropische Schädlinge und Krankheitserreger bringt für unsere Breiten bisher nicht gekannte bzw. auch wiederkehrende Gefahren für (Nutz-)Pflanzen und (Nutz-)Tiere sowie für den Menschen mit sich [BÖCKER et al. 1995, GEBHARDT et al. 1996, 2001].

Krankheit	Erregertyp	Überträger (Vektoren)
Malaria	Protozoen	<i>Anopheles</i> -Arten (Mücken)
Gelbfieber	Viren	<i>Aedes</i> -Arten (Mücken)
Lyme-Borreliose	Bakterien	<i>Ixodes ricinus</i> (Zecke)
Frühsommermeningoenzephalitis (FSME)	Viren	<i>Ixodes ricinus</i> (Zecke)






Abb. 44: Vektorkrankheiten, Erreger und Vektoren. Linkes Foto *Anopheles spec.*, rechtes Foto *Ixodes ricinus*. [verändert nach TOTH et al. 1996; linkes Foto: N. BECKER].

Für den Menschen können durch Vektoren übertragene Krankheiten, die sich in den letzten Jahrzehnten in Deutschland verstärkt ausbreiten, eine Gefahr darstellen. Zu nennen sind FSME oder Borreliose, wobei jeweils die Zecke (*Ixodes ricinus*) als Überträger fungiert (Abb. 44).

ZUSAMMENFASSUNG

Phänologische Daten zur Apfelblüte, das Ausbreitungsverhalten von Pflanzen und Tieren, die Veränderung des Zugverhaltens bei Vögeln und andere beobachtete Phänomene bestätigen, dass der Klimawandel bereits stattfindet.

Das Thema Klimawandel wird deshalb auch zukünftig ein Schwerpunkt der Arbeiten einer medienübergreifenden Umweltbeobachtung sein. So sollen aufbauend auf den Ergebnissen aus dem Projekt KLARA weitere Anschlussvorhaben in Angriff genommen werden. Zusätzlich werden die Arbeiten im Bereich medienübergreifende Umweltbeobachtung fortgesetzt. Hier gilt es mittels geeigneter Bioindikatoren aus dem Tier- und Pflanzenreich ein Klimabiomonitoring aufzubauen, um frühzeitig klimainduzierte Veränderungen in der belebten Umwelt feststellen und rechtzeitig Vorsorge- und Anpassungsstrategien verfolgen zu können.

Literatur

ABBAS, B., B. JURKUTAT & W. KRATZ (2001): Verkehrsbedingte Immissionen - Stoffbericht Palladium. -Entwurf-fassung für den LAI-UA Wirkungsfragen, 36 S.

ABBAS, B., B. JURKUTAT & W. KRATZ (2002): Palladium aus dem Autokatalysator - ein Gesundheitsrisiko? Umweltmed. Forsch. Prax. 7(6), 343-348

AK BIOINDIKATION (2004): Monitoring von Klima-veränderungen mit Hilfe von Bioindikatoren (Klima-Bio-monitoring) – Handlungskonzept des Unterarbeitskreises Klima-Biomonitoring, 12 S.

ALLGÖWER, R., J. HÄDRICH & F. BAUM (1997): Untersuchungen von Kleinsäuern mit chlorierten Kohlenwasserstoffen und Schwermetallen im Rahmen des Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg. – PAÖ, Forschungsbericht 9422.02, LfU Karlsruhe, 110 S.

ARNDT, U., W. ERHARDT, A. KEITEL, K. MICHE-

FELDER, W. NOBEL & C. SCHLÜTER (1985): Standardisierte Exposition von pflanzlichen Reaktionsindikatoren. Staub, Reinh. Luft 45, S. 481-483.

BENGTSON, G. & S. RUNDGREN (1988): The gusum case: a brass mill and the distribution of soil Collembola. - Can. J. Zool. 66, S. 1518-1526.

BERTHOLD, P. (1997): Wandel der Avifauna Mitteleuropas im Zuge rezenter Umweltveränderungen. In: Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Zugvögel - Botschafter weltweiter Klima- und Lebensraumveränderungen. - Tagungsbericht. Stuttgart, S. 11-16.

BERTHOLD, P. (1998): Vogelwelt und Klima - gegenwärtige Veränderungen. - Naturw. Rdsch., 51, S. 337-346.

BÖCKER, R., H. GEBHARDT, W. KONOLD & S. SCHMIDT-FISCHER - HRSG. (1995): Gebietsfremde Pflanzenarten - Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, Kontrollmöglichkeiten und Management. - Ecomed Verlag, Landsberg, 215 S.

BÖHMER, J. & H. RAHMANN (1992): Gewässerversauerung - Limnologische Untersuchungen zur Versauerung stehender Gewässer im Nordschwarzwald unter besonderer Berücksichtigung der Amphibienfauna. Umweltforschung in Baden-Württemberg. Ecomed-Verlag, Landsberg, 231 S.

BÖHMER, J. (2002): Untersuchung des Säurezustandes von Stillgewässern des Schwarzwaldes und des Odenwaldes mittels Bioindikatoren (Amphibien). Abschlussbericht zu einem Werkvertrag im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 35 S.

BRD (2004): Gesetz zur Neuordnung des Gentechnikrechts vom 21. Dezember 2004. Bundesgesetzblatt 2005 Teil I Nr. 8, ausgegeben zu Bonn am 3. Februar 2005.

BRECHTEL, F., R. EHRMANN & P. DETZEL (1996): Zum Vorkommen der Gottesanbeterin *Mantis religiosa* (LINNÉ, 1758) in Deutschland. - Carolina, 54, S. 73-90.

BRIEMLE, G., D. EICKHOFF & R. WOLF (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. - Beiheft 60 der Veröff. Naturschutz Landschaftspflege. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Karlsruhe, 160 S.

DIN-VDI (1999): Umweltkontaminationen in Futtermitteln - Richtwertempfehlungen, technische Regeln. DIN-VDI-Taschenbuch, 337 S.

EG (2001): Verordnung (Europäische Gemeinschaft) Nr. 2375/2001 vom 29.11.2001 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 466/2001; wirksam seit 1.7.2002; Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 321:1-5 vom 6.12.2001.

ELLENBERG, H., H. E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULIßEN (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (2. Aufl.). Scripta Geobotanica 18. - Verlag Erich Goltze, Göttingen, 248 S.

ERHARDT, W., I. FISCHER, K. WILDENMANN & R.-D. ZIMMERMANN (1995): Die Photooxidantien-Indikation. UWSF- Z. Umweltchem. Ökotox. 7, 1, S. 47-51.

ERHARDT, W., K. HÖPKER & I. FISCHER (1996): Verfahren zur Auswertung von Ergebnissen standardisierter Graskulturen und Schwellenwerte zur Bewertung immis-

- sionsbedingter Stoffanreicherungen. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 4, S. 237-240.
- EU (2001): RICHTLINIE 2001/18/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. März 2001 über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt und zur Aufhebung der Richtlinie 90/220/EWG des Rates. Amtsblatt EU. v. 17.04.2001.
- EU (2002): Entscheidung des Rates vom 3. Oktober 2002 über Leitlinien zur Ergänzung des Anhangs VII der Richtlinie 2001/18/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt und zur Aufhebung der Richtlinie 90/220/EWG des Rates (2002/811/EG). Amtsblatt EU v. 18.10.2002.
- EU (2003): Verordnung (EG) Nr. 1829/2003 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Sept. 2003 über genetisch veränderte Lebensmittel und Futtermittel. Amtsblatt EU v. 18.10.2003.
- FMVO (2000): Futtermittelverordnung vom 8.4.1981, zuletzt geändert am 29.11.2000, BGBl. 51, S. 1605.
- FVA (Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg) (2003): Waldzustandsbericht 2003. - Freiburg, 45 S.
- FVA (Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg) (2004): Waldzustandsbericht 2004. - Freiburg, 54 S.
- GEBHARDT, H. (1994): Ökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg - Auswirkungen der Gewässerversauerung auf Fische in Fließgewässern. In: Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Saurer Regen - Probleme für Wasser, Boden und Organismen. Ecomed-Verlag, Landsberg, S. 251-282.
- GEBHARDT, H. (2001): Klimaveränderungen und Auswirkungen auf Ökosysteme. - Arbeitskreis KLIWA (Hrsg.): Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft 1, Karlsruhe, S. 255-268.
- GEBHARDT, H. (2006 - im Druck): Gewässerversauerung und Amphibien. - in: Laufer, H., K. Fritz & P. Sowig (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs, Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- GEBHARDT, H., M. LINNENBACH, R. MARTHALER, A. NESS, N. RAPP & H. SEGNER (1990): Untersuchungen zur Auswirkung von Gewässerversauerungserscheinungen auf Fische und Amphibien sowie Erarbeitung einschlägiger Bioindikationsverfahren. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 102 04 348/01/02. Im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin, 189 S.
- GEBHARDT, H., R. KINZELBACH & S. SCHMIDT-FISCHER - HRSG. (1996): Gebietsfremde Tierarten - Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope - Situationsanalyse. - Ecomed, Landsberg, 314 S.
- GEBHARDT, H., F. BROECKER & K.T. VON DER TRENCK (2003): Aufbau eines Systems zur medienübergreifenden Umweltbeobachtung für Baden-Württemberg. - In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Medienübergreifende Umweltbeobachtung, Stand und Perspektiven. - Tagungsband, Karlsruhe, S. 61-73.
- GefaÖ (Gesellschaft für angewandte Ökologie) (2001): Entwicklung der Gewässerversauerung in Baden-Württemberg (dargestellt am Beispiel der Bachforelle) - Auswertung der Untersuchungsergebnisse aus den Jahren 1984-2001. Abschlussbericht zu einem Werkvertrag im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 65 S.
- GefU - Gesellschaft für Umweltbewertung, Umweltplanung, Umweltüberwachung mbH (1999): Zusammenfassende Bewertung der Collembolendaten der Dauerbeobachtungsflächen - Wald. Abschlussbericht zu einem Werkvertrag im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. 130 S.
- HARTWIG, H. (2004): Belastung von Eiern des Wanderfalken mit Organochlorverbindungen - Regionalspezifische Auswertung für Baden-Württemberg. Diplomarbeit, vorgelegt der Fachhochschule Bingen im Fachbereich 1, Studiengang Umweltschutz, Bingen, 149 S.
- HELMERS, E. & K. KÜMMERER (1999): Anthropogenic platinum fluxes: Quantification of sources and sinks, and outlook. *ESPR - Environ. Sci. & Pollut. Res.* 6(1), S. 29-36.
- IPCC (2001): Climate Change - The Scientific Basis, In-

- tergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 944 S.
- IUS (Institut für Umweltstudien) (2000): Untersuchungen zur Fischfauna im Rahmen des Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg. Abschlussbericht zu einem Werkvertrag im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 62 S.
- JOOSE, E.N.G. & S.C. VERHOEF (1983): Lead tolerance in Collembola. - *Pedobiologia*, 25: 11-18.
- KREIMES, K. (1999): Ansätze zur vergleichenden Bewertung von regionalen Belastungszuständen. In: Schriftenreihe Wasserforschung Bd. 5: Methodische Ansätze in der Umweltbewertung. Wasserforschung e.V. - Interdisziplinärer Forschungsverbund Berlin (Hrsg.), S. 81-92. <http://www.wasserforschung-berlin.de>
- LACASSE, N. & M. TRESHOW (1976): Diagnosing vegetation injury caused by air pollution. Appl. Sci. Associates Inc. for EPA.
- LEHR, J., C.F. SCHÖLZ & C.F. GASSER (1999): Ursachen des „bleaching“ durch das Katalysatormetall Rhodium bei *Lepidum sativum*. Vortrag auf dem 6. Edelmetallforum, 28. 9. 1999, Zentrum für Umweltforschung, Johann-Wolfgang-Goethe-Universität, Frankfurt/Main.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1985): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg, Jahresbericht 1984 der Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe, 209 S.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1986): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg, Jahresbericht 1985 der Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe, 281 S.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1987a): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg, Jahresbericht 1986 der Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe, 264 S.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1987b): Der ökologische Zustand des Rheins und seiner Nebengewässer nach dem Sandoz-Unfall. - Karlsruhe, 12 S.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1988): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg, Jahresbericht 1987 der Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe, 240 S.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1994): Handbuch Boden - Schwermetallgehalte in Böden aus verschiedenen Ausgangsgesteinen Baden-Württembergs. Materialien zum Bodenschutz, Band 3, Landesanstalt für Umweltschutz Baden Württemberg, Karlsruhe, 21 S.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1995a): Methoden zur Wirkungserhebung – Ein Methodenhandbuch (2. Aufl.). - Karlsruhe, 78 S.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1995b): Einträge von Platingruppenelementen (PGE) aus Kfz-Abgaskatalysatoren in straßennahe Böden. Bearbeitet von PUCHELT, H., J.-D. ECKHARDT & J. SCHÄFER, Institut für Petrographie und Geochemie der Universität Karlsruhe, Reihe "Texte und Berichte zum Bodenschutz" der LfU, Karlsruhe, 14 S.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Hrsg.) (1999): Wirkungen von Emissionen des Kfz-Verkehrs auf Pflanzen und die Umwelt - Literaturstudie, Karlsruhe, 201 S.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (2004): Biologische Veränderungen im Rhein – Ergebnisse des Trendbiomonitoring 1995-2002. Karlsruhe, 45 S.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (2005a): Verbundvorhaben Klimawandel – Auswirkungen, Risiken, Anpassung (KLARA) – Analyse spezifischer Verwundbarkeiten und Handlungsoptionen. - Abschlussbericht zum Werkvertrag 50047467/23, Karlsruhe, 200 S.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Hrsg.) (2005b): Schwermetallgehalte in Regenwürmern Baden-Württembergs. Bericht der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, in Vorbereitung.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg). www.lfu.baden-wuerttemberg.de
- LUA (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) (2002): To-

- xikologische Bewertung polychlorierter Biphenyle (PCB) bei inhalativer Aufnahme. Von F. KALBERLAH, J. SCHULZE, M. HASSAUER, J. OLTMANN, FoBiG, Freiburg; Red. K. RAUCHFUSS, Materialien Nr. 62, Essen. S. 344
- MAIER-REITER, W. & B. SOMMER (1997): Wirkungsmessungen von Platin aus katalysatorbetriebenen Kfz mit pflanzlichen Bioindikatoren. -GSF, München, S. 77-80.
- MALISCH, R. & F. BAUM (2004): PCDD/Fs, dioxinlike PCBs and marker PCBs in eggs of Peregrine falcons from Germany. *Organohalogen Compounds* 66, S. 1731-1736.
- MARTEN, M. (1990): Die Wiederbesiedlung des Ober rheins nach dem Sandoz-Unfall. - In: Kinzelbach, R. & G. Friedrich (Hrsg.) (1990): *Biologie des Rheins. -Limnologie Aktuell* 1, Gustav Fischer Stuttgart/New York, S. 227-238.
- MARTEN, M. (1994): Langzeitbiomonitoring in Fließgewässern Baden-Württembergs. Ökologische Beweissicherung zur Beschreibung der Auswirkung diffuser Belastungen unter besonderer Berücksichtigung des Makrozoobenthos - Methodologische Betrachtungen. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V. (1995), *Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1994*, Kaltenmeier Söhne, Krefeld, Band 2, S. 518-522.
- MARTEN, M., W. HACKBARTH & C.-J. OTTO (1999): Neue Eintags- und Steinfliegenfunde aus Baden-Württemberg und Stand der derzeitigen Erfassung im Rahmen der biologischen Umweltbeobachtung an Fließgewässern. - *Lauterbornia*, 37, S. 63-86.
- MEYNEN, E. & J. SCHMIDHÜSEN (1962): *Handbuch zur naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. - Bad Godesberg. Bd. 1 u.2, 1339 S.
- OTT, J. (2000): Die Ausbreitung mediterraner Libellenarten in Deutschland und Europa. In: Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (Hrsg.): *Klimaveränderungen und Naturschutz*. - NNABer., 13. Jg., 2, S. 13-35.
- RAHTKENS, K. & K.T. von der TRENCK (2005): Schwermetalle in Regenwürmern Baden-Württembergs. Teil I: Metallgehalte in Regenwürmern von Wald-Dauerbeobach-
 tungsf lächen; Teil II: Ökotoxikologische Bewertung des Bodens. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox., eingereicht.
- RHmV (2003): Verordnung über Höchstmengen an Rückständen von Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln, Düngemitteln und sonstigen Mitteln in oder auf Lebensmitteln und Tabakerzeugnissen (Rückstandshöchst-mengenverordnung – RHmV). Neufassung vom 21.10.1999, BGBl. I, S. 2082; zuletzt geändert am 2.5.2003, BGBl. I, S. 641.
- ROSNER, G., S. ARTELT, I. MANGELSDORF & R. MERGET (1998): Platin aus Automobilabgaskatalysatoren: Umweltmedizinische Bewertung auf Basis neuer Expositions- und Wirkungsdaten. *Umweltmed. Forsch. Prax.* 3, S. 365-375.
- SAUER, M. (2000): Moose als Bioindikatoren. In: Nebel, M. u. Philippi, G. (2000): *Die Moose Baden-Württembergs*, Band 1. – Stuttgart, 512 S.
- SCHANOWSKI, A. (2005): Biomonitoring im Rahmen der Umweltbeobachtung anhand ausgewählter Insektengruppen. - Abschlussbericht zu einem Werkvertrag im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, im Druck.
- SCHILLING, F. & P. WEGNER (2001): *Der Wanderfalke in der DDT-Ära*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart-Hohenheim, 61 S.
- SCHRÖDER, W., G. SCHMIDT, R. PESCH & TH. ECKSTEIN (2001): Konkretisierung des Umweltbeobachtungsprogramms im Rahmen eines Stufenkonzepts der Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder. Teilvorhaben 3 – Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht 299 82 212 im Auftrag des Umweltbundesamtes, Vechta, 182 S.
- SCHRÖDER, W., F. BROECKER & G. SCHMIDT (2002): Pilotvorhaben zur integrierenden ökologischen Umweltbeobachtung. Modellentwicklung für eine medienübergreifende Interpretation von Messdaten. - F&E-Vorhaben im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 115 S.
- SHmV (2003): Verordnung über Höchstmengen an Schadstoffen in Lebensmitteln (Schadstoff-Höchstmengenver-

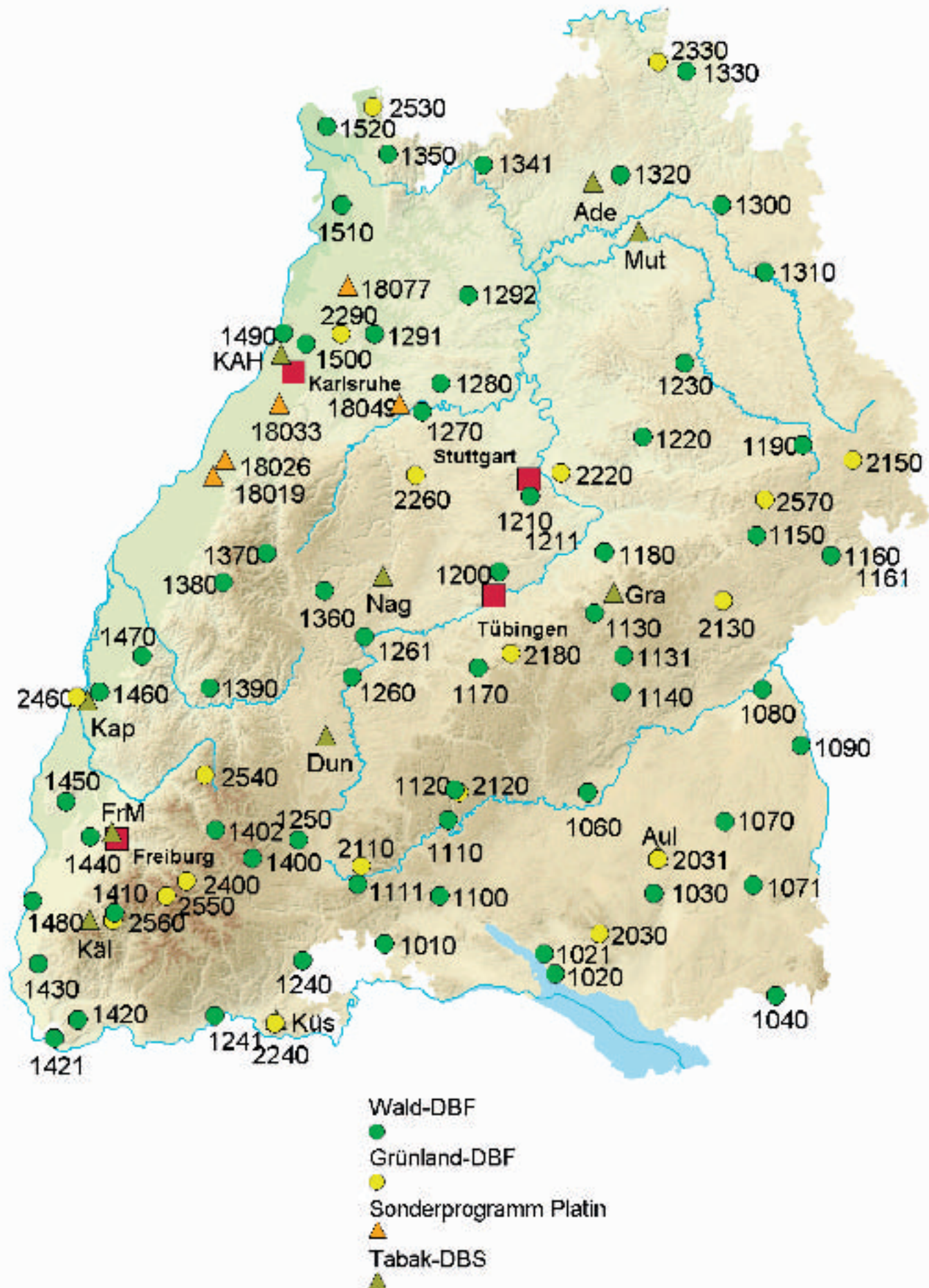
- ordnung – SHmV) Neufassung vom 10.12.2003, BGBl. I, 63 vom 23.12.2003, S. 2755.
- SJÖGREN, M. (1997): Dispersal rates of Collembola in metal polluted soil. - *Pedobiologia* 41, S. 506-513.
- STIERHOF, TH. (2003): Collembolengemeinschaften in baden-württembergischen Waldböden. - Dissertation, Justus-Liebig-Universität Gießen, 140 S., Ergänzungsbd., 376 S.
- STIERHOF, TH. (2004): Auswertung der Collembolen-Daten der Waldstandorte des Ökologischen Wirkungskatasters 1987 bis 1997 unter den Aspekten Acidophilie, Thermophilie und Bodengründigkeit. - Abschlussbericht zu einem Werkvertrag im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 38 S.
- SURES, B., F. THIELEN & S. ZIMMERMANN (2002): Untersuchungen zur Bioverfügbarkeit Kfz-emittierter Platingruppenelemente (PGE) für die aquatische Fauna unter besonderer Berücksichtigung von Palladium. *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.* 14(1), S. 30-36.
- THOMAS, P. (2005): Aufnahme der Wald-Dauerbeobachtungsflächen 2004. - Abschlussbericht zu einem Werkvertrag im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 84 S.
- TOTH, F., E. HIZSNYIK, A. FRÖHLICH & M. STOCK (1996): Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf das Land Brandenburg - Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit. In: Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (Hrsg.): Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf das Land Brandenburg. – Pilotstudie, S. 92-117.
- UMEG (Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg) (2004): Ozon in Baden-Württemberg, Sommer 2003.-Bericht Nr. 21-01, Karlsruhe, 34 S.
- VDI (2003): Biologische Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Pflanzen (Bioindikation). VDI-Richtlinie 3957, Düsseldorf.
- VON DER TRENCK, K. T., J. RUF & H. H. DIETER (1993a): Integriertes Risiko-Management am Beispiel Altlasten. In: H. FIEDLER, R. DEMUTH, R. E. LOB & O. HUTZINGER (Hrsg.) „Tagungsband 3 der Eco-Inforna ‚92“, ECO-INFORMA Press, Bayreuth, S. 279-293.
- VON DER TRENCK, K. T., J. RUF & H. H. DIETER (1993b): Zusammenführung von Altlastenbewertung und Sanierungszielfindung. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* 5, S. 135-144.
- VON DER TRENCK, K.T. & H. JARONI (2001): Vergleichende Bewertung von Umweltschadstoffen anhand von Risiko-Kennlinien. In: G. RIPPEN, Hrsg., „Handbuch Umweltchemikalien“, ecomed Verlag, Landsberg, Bd 1, S.1-116 + Anhang.
- VON DER TRENCK, K. T. & W. ERHARDT (2004): Environmental Platinum - A Current Problem? Posterpräsentation zur EuroBionet-Konferenz 2002. In: KLUMPP, A.; W. ANSEL & G. KLUMPP (Hrsg.): „Urban Air Pollution, Bioindication and Environmental Awareness“, University of Hohenheim, 5-6 / 11 / 2002, proceedings. Cuvillier Verlag, Göttingen, S. 315-320.
- WANIA, F. (2004): Schadstoffe ohne Grenzen. Ferntransport persistenter organischer Umweltchemikalien in die Kälteregeonen der Erde. *GAIA* 13 (3), S. 176-185.
- WEGNER, P., G. KLEINSTÄUBER, F. BAUM & F. SCHILLING (2005): Long-term investigation of the degree of exposure of German peregrine falcons (*Falco peregrinus*) to damaging chemicals from the environment. *J. Ornithol.* 146, S. 34-54.
- WIRTH, V. & H. OBERHOLLENZER (1991): Epiphytische Flechten – Einsatz als Reaktionsindikatoren im passiven Monitoring bei der Erstellung des Immissionswirkungskatasters Baden-Württemberg. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., Karlsruhe, 64, S. 164-173.

Anhang

**MESSNETZE TABAK, PLATIN, WALD UND GRÜNLAND
DES ÖKOLOGISCHEN WIRKUNGSKATASTERS
BADEN-WÜRTTEMBERG**

**MESSNETZE FLIESSGEWÄSSER,
TRENDBIOMONITORING UND RHEIN-MESSSTATION
DES ÖKOLOGISCHEN WIRKUNGSKATASTERS
BADEN-WÜRTTEMBERG**

Messnetze Tabak, Platin, Wald und Grünland des Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg



Wald-DBF			
Standort-Nr.	Standortname	Standort-Nr.	Standortname
1010	Engen	1261	Horb a.N.
1021	Salem	1270	Wiernsheim
1020	Überlingen	1280	Maulbronn
1030	Bad Waldsee	1290/1292	Eppingen
1040	Wangen	1291	Bruchsal-Ost
1060	Riedlingen	1300	Künzelsau
1070	Biberach	1310	Crailsheim
1071	Leutkirch	1320	Hardheim
1080	Ulm	1330	Tauberbischofsheim
1090	Wain	1340/1341	Eberbach
1100	Stockach	1350	Weinheim (Schriesheim)
1110	Wehingen	1360	Pfalzgrafeweiler
1111	Immendingen	1370	Murgschifferschaft
1120	Balingen	1380	Ottenhöfen
1130	Bad Urach	1390	Hausach
1131	Münsingen	1400	Donaueschingen
1140	Zwiefalten	1402	Furtwangen
1150	Steinheim	1410	Schönau
1160	Giengen a.d.B.	1420	Bad Säckingen
1170	Hechingen	1421	Lörrach
1180	Kirchheim u.T.	1430	Kandern
1190	Aalen	1440	Freiburg
1200	Bebenhausen	1450	Breisach
1210/1211	Stuttgart	1460	Lahr
1220	Welzheim	1470	Offenburg
1230	Schwäbisch Hall	1480	Müllheim
1240	Stühlingen	1490	Karlsruhe (Auwald)
1241	Waldshut-Tiengen	1500	Karlsruhe (Hardtwald)
1250	Donaueschingen FF	1510	Schwetzingen
1260	Sulz a.N.	1520	Weinheim (Mannheim)

Grünland-DBF	
Standort-Nr.	Standortname
2030	Falkenhalde
2031	Aulendorf
2110	Hörnekopf
2120	Irndorfer Hardt
2130	Mönchsteig
2150	Dellenhäule
2180	Filsenberg
2220	Kappelberg
2240	Küßnach
2260	Büchelberg
2290	Kaiserberg
2330	Apfelberg
2400	Bisten
2460	Taubergießen
2530	Sulzbach
2540	Rohrhardsberg
2550	Feldberg
2560	Belchen
2570	Rauhe Wiese

Tabak-DBS	
Standort-bezeichnung	Standortname
Ade	Adelsheim
Aul	Aulendorf
Dun	Dunningen
FrM	Freiburg-Mitte
Gra	Grabenstetten
Käl	Kälbelescheuer
Kap	Kappel-Grafenhausen
KAH	KA-Hertzstraße
Küs	Küssaberg
Mut	Muthof
Nag	Nagold

Platin-DBS	
Standort-Nr.	Standortname
18019	Tiefenau
18026	Sandweier
18033	Bruchhausen
18049	Pforzheim-Ost
18077	Forst

Messnetze Fließgewässer,
Trendbiomonitoring und Rhein-Messstation des
Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg



Fließgewässer-DBS	
Standort-Nr.	Gewässername
3031	Schwarzenbach
3050	Eisenbacher Tobel
3070	Schorrenbach
3071	Eckbach
3101	Rohrentalbach
3120	Kohlstattbrunnenbach
3122	Harrasbach
3130	Fischbach
3140	Hasenbach
3200	Großer Goldersbach
3220	Geißgurgelbach
3230	Dendelbach
3231	Gruppenbach
3240	Talbach
3340	Dürrhebstalbach
3341	Bärenbach
3342	Mühlbach
3343	Steinbach
3350	Katzenbach
3360	Stutzbach
3370	Vorderer Seebach
3372	Wälzbach
3373	Kaltenbach
3374	Kleine Kinzig
3380	Brandbach
3381	Bühlott
3390	Waldsteinbach
3391	Rappengrund
3392	Gereuther Talbach
3400	Krumpendobelbach
3401	Badmühlebach
3410	Schleifenbach
3411	Köhlgartenwiese
3412	Blauenbach
3413	Erzenbach
3414	Goldersbach

Trendbiomonitoring-DBS		
Standort-Nr.	Probenstellen-Code	Gewässer und Lage
6001	TA913_99	Tauber bei Waldenhausen
6002	XX435_7	Rhein bei Kirchgartshausen
6003	EZ004A	Elz Brücke Scheringen/Laudenberg
6004	YY011_0	Neckar in Mannheim-Seckenheim
6009	JA502	Jagst bei Berlichingen
6010	JA903_99	Jagst bei Heuchlingen
6011	KO905	Kocher bei Kochendorf
6012	YY106_7	Neckar-Altarm in Neckarsulm
6014	PF034_99	Pfinz in Graben-Neudorf
6017	KO411	Fichtenberger Rot bei Wielandsweiler
6019	XX361_99	Rhein bei Karlsruhe oh. Brücke Maxau
6021	AL025_99	Alb bei Karlsruhe-Beiertheim
6024	YY153_7	Neckar-Altarm bei Pleidelsheim/Beiingen
6026	AL005	Alb oh. Marxzell
6028	XX318_99	Rhein bei Grauelsbaum
6029	YY904_99	Neckar bei Plochingen
6031	RE014_99	Rench bei Rheinbischofsheim
6032	MU022	Murg oh. Raumünzach
6037	YY501	Neckar bei Börstingen
6038	BL008	Lauter oh. Herrlingen
6040	BL011	Blau in Blaustein
6041	YS007	Stahlecker Bach bei Unterhausen/Lichtenstein
6042	XX272_5	Restrhein bei Ottenheim
6045	IL909	Iller uh. Ulm-Wieblingen-Illerbrücke
6047	IL908	Weihung bei Harthausen
6051	QQ701	Donau bei Nasgenstadt
6052	QI018	Schmiech in Ehingen
6055	LR008	Gr. Lauter oh. Lauterach
6059	EL704	Elz bei Riegel
6061	BR001	Brigach bei St. Georgen
6064	QQ304	Donau oh. Hausen im Tal
6065	QQ002	Breg bei Katzensteig
6068	YY101	Neckar uh. Schweningen
6070	BA010	Bära bei Hammerschmiede
6071	AH021	Ablach uh. Krauchenwieser Baggersee
6073	QQ011	Breg uh. Hammereisenbach, b. Fischerhof
6074	BR009	Brigach bei Marbach
6075	QQ101	Donau oh. Pfohren
6076	QQ104	Donau in Zimmern
6080	WU103	Seebach bei Michelhof
6082	SN011	Wolfegger Ach bei Weißenbronnen
6083	XX198_8	Restrhein bei Neuenburg
6084	AB005	Alb oh. St. Blasien
6085	WI012	Wiese oh. Atzenbach
6086	XX035_5	Hochrhein bei Diessenhofen
6087	AR001	Obere Argen bei Harratried
6088	SN022_	Schussen oh. Dillmannshof
6089	WU901	Wutach oh. Mündung
6090	XX174_0	Restrhein bei Märkt
6091	AR029	Argen bei Gießenbrücke
6092	XX102_5	Hochrhein bei Waldshut
6094	AB013	Hauensteiner Alb in Albruck



LfU Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

Griesbachstraße 1-3 · 76185 Karlsruhe · Internet: www.lfu.baden-wuerttemberg.de