

AUS DEM INHALT:

- **DICLOFENAC: KLEINE WIRKUNG FÜR DEN MENSCHEN – GROSSER SCHADEN FÜR DIE UMWELT**
- VORKOMMEN UND QUELLEN VON PFAS IN DER UMWELT UND AKTUELLE REGULATIONSANSÄTZE
- EINFLUSS DES KLIMAWANDELS AUF DIE UV-STRAHLUNGSBELASTUNG UND KONSEQUENZEN



● UMWELT + MENSCH INFORMATIONSDIENST

NR. 1/2023



UMID IST EIN BEITRAG ZUM „AKTIONSPROGRAMM UMWELT UND GESUNDHEIT“
(APUG) UND TEIL DER ÖFFENTLICHKEITSARBEIT.

IMPRESSUM IMPRINT

UMID – UMWELT + MENSCH
INFORMATIONSDIENST
Nr. 1/2023
April 2023

ISSN 2190-1147 (Internet)

HERAUSGEBER

Bundesamt für Strahlenschutz (BfS)
Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR)
Robert Koch-Institut (RKI)
Umweltbundesamt (UBA)

REDAKTION

Dr. Monika Asmuß
Bundesamt für Strahlenschutz
Ingolstädter Landstraße 1
85764 Oberschleißheim (Neuherberg)
E-Mail: masmuss@bfs.de

Dr. Suzan Fiack
Bundesinstitut für Risikobewertung
Max-Dohrn-Str. 8–10
10589 Berlin
E-Mail: pressestelle@bfr.bund.de

Dr. Hildegard Niemann
Robert Koch-Institut
General-Pape-Straße 62–66
12101 Berlin
E-Mail: niemannh@rki.de

Kerstin Gebuhr
Umweltbundesamt
Corrensplatz 1
14195 Berlin
E-Mail: kerstin.gebuhr@uba.de

GESAMTKOORDINATION

Denise Köhler
Umweltbundesamt
Corrensplatz 1
14195 Berlin
E-Mail: denise.koehler@uba.de

E-MAIL FÜR UMID

umid@uba.de

UMID IM INTERNET

<https://www.umweltbundesamt.de/umid>

EDITORIAL DESIGN

IKONUM Marken- und Webagentur
<https://ikonum.com>

SATZ UND LAYOUT

Odenthal Design

TITELBILD

M.Madriñán/stock.adobe.com (bearbeitet)

Die Zeitschrift „UMID – UMWELT + MENSCH INFORMATIONSDIENST“ erscheint im Rahmen des Aktionsprogramms Umwelt und Gesundheit (APUG) und kann kostenfrei als Online-Ausgabe abonniert werden unter: <https://www.umweltbundesamt.de/service/newsletter>. Sie dient der Information von Behörden und Institutionen, die im Bereich Umwelt und Gesundheit arbeiten, in der Umweltmedizin tätigen Fachkräften sowie interessierten Bürgerinnen und Bürgern.

Die Zeitschrift sowie die in ihr enthaltenen einzelnen Beiträge sind urheberrechtlich geschützt. Jegliche Vervielfältigung, Verbreitung und öffentliche Wiedergabe zu gewerblichen Zwecken ist untersagt. Die Verwertung der Beiträge im Rahmen wissenschaftlicher Arbeiten bedarf der Zitierung des Autors in Verbindung mit den bibliografischen Angaben. Die inhaltliche Verantwortung für einen Beitrag trägt ausschließlich der Autor/die Autorin. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen der Herausgeber übereinstimmen. Die am Ende eines Beitrags angegebene Kurzbezeichnung der Institution verweist auf das für die redaktionelle Betreuung zuständige Redaktionsmitglied.

INHALT **CONTENT**

5

Diclofenac: Kleine Wirkung für den Menschen – großer Schaden für die Umwelt

Diclofenac: small effect for humans – big damage for the environment

GERD MAACK, ARNE HEIN, PATRICK SCHRÖDER, MAŁGORZATA DEBIAK

15

Vorkommen und Quellen von PFAS in der Umwelt und aktuelle Regelungsansätze

Occurrence and sources of PFAS in the environment and current regulatory approaches

ANNEGRET BIEGEL-ENGLER, ALEXANDER KÄMPFE, CHRISTOPH SCHULTE

25

Phthalate und der Ersatzstoff DINCH – Die wichtigsten Ergebnisse aus HBM4EU

Phthalates and the substitute DINCH – Main findings from HBM4EU

ANTJE GEROFKE, PETRA APEL, ROSA LANGE, NINA VOGEL, PHILLIPP SCHMIDT, TILL WEBER, MARIKE KOLOSSA-GEHRING

39

Kommunikationsmaterialien im europaweiten Projekt HBM4EU

Communication materials in the Europe-wide project HBM4EU

ANJA KIESOW, NICOLE KOBOSIL, MARIKE KOLOSSA-GEHRING

INHALT
CONTENT

47

**Radon – ein unterschätztes Risiko?
Ergebnisse einer Bevölkerungsbefragung**

*Radon – an underestimated risk?
Result of a population survey*

CHRISTIANE PÖLZL-VIOL

57

Wie der Klimawandel die UV-Strahlungsbelastung beeinflusst und was dies für Konsequenzen nach sich zieht

How climate change affects UV radiation exposure and what the consequences will be

CORNELIA BALDERMANN, SEBASTIAN LORENZ, DANIELA WEISKOPF

67

**Management von Patienten und Patientinnen mit saisonaler allergischer Rhinitis:
Diagnostische Berücksichtigung von Sensibilisierungen gegen Pollenallergene jenseits der Therapieallergene-Verordnung***

*Management of patients with seasonal allergic rhinitis:
Diagnostic consideration of sensitization to non-frequent pollen allergens*

CONNY HÖFLICH, GALINA BALAKIRSKI, ZUZANNA HAJDU,
JENS MALTE BARON, KATHARINA FIETKAU, HANS F. MERK,
ULRICH STRASSEN, HENNING BIER, WOLFGANG DOTT,
HANS-GUIDO MÜCKE, WOLFGANG STRAFF, GERDA WURPTS,
AMIR S. YAZDI, ADAM CHAKER, STEFANI T.M. RÖSELER

Diclofenac: Kleine Wirkung für den Menschen – großer Schaden für die Umwelt

Diclofenac: small effect for humans – big damage for the environment

ZUSAMMENFASSUNG

Arzneimittel sind unverzichtbar für die menschliche und tierische Gesundheitsversorgung, aber viele Wirkstoffe werden zu einem großen Prozentsatz unverändert wieder ausgeschieden und gelangen in die Umwelt. Dort können die Wirkstoffe die gleichen Wirkungen wie die beabsichtigten Wirkungen beim Menschen und Tieren haben, aber es können auch die gleichen Nebenwirkungen auftreten. Es müssen daher Möglichkeiten gefunden werden, die Einträge in die Umwelt zu begrenzen. Bei dem Wirkstoff Diclofenac, der hauptsächlich in rezeptfreien Cremes und Gels mit oft fragwürdiger medizinischer Wirkung angewendet wird, ist die gemessene Umweltkonzentration in Europa mit 4 µg/L in Oberflächengewässern 10-fach höher als die für Tiere und Pflanzen potenziell schädliche Konzentration. Hier ist Aufklärung ein wichtiger Ansatzpunkt für einen umweltbewussteren Umgang. Die Schaffung eines Problembewusstseins bei Verbraucherinnen und Verbrauchern und allen Beteiligten in den verschiedenen medizinischen Bereichen ist essenziell.

GERD MAACK,
ARNE HEIN,
PATRICK SCHRÖDER,
MAŁGORZATA DĘBIAK

ABSTRACT

Pharmaceuticals are indispensable for human and animal health care, but many active ingredients are excreted unchanged to a large percentage and end up in the environment. There, the active ingredients can have the same effects as the intended effects in humans, but also the same side effects can occur. Therefore, ways must be found to limit the entry into the environment. For the active ingredient diclofenac, which is mainly used in over-the-counter creams and gels, with often questionable medicinal effects, the environmental concentration measured in Europe at 4 µg/L in surface water is 10 times higher than the concentration that is potentially harmful to animals and plants. In this case, education is an important starting point for a more environmentally friendly approach. Creating awareness of the problem among consumers and all those involved in the various medical fields is essential.

ARZNEIMITTEL: VOM PATIENTEN IN DEN FLUSS

Arzneimittel sind seit Jahrhunderten ein unverzichtbarer Bestandteil der menschlichen und tierischen Gesundheitsversorgung. Insgesamt werden in Deutschland über 2.500 Wirkstoffe mit einem jährlichen Verbrauch von mehr als 30.000 Tonnen in der Human-

medizin verwendet (UBA, 2021a). Wurden früher nur natürlich vorkommende Inhaltsstoffe eingesetzt, sind in modernen Medikamenten hauptsächlich synthetisch hergestellte Wirkstoffe enthalten. Diese werden in der Entwicklung so konzipiert, dass sie unverändert an den Wirkort gelangen und bereits bei sehr niedrigen Konzentrationen wirken – sie sind stabil und biologisch hochaktiv. Wegen



Quelle: artenex/stock.adobe.com.

dieser Eigenschaften werden viele Wirkstoffe zu einem großen Prozentsatz unverändert wieder ausgeschieden. Der Haupteintragspfad in die Umwelt bei Humanarzneimitteln ist daher die Anwendung durch Patientinnen und Patienten. Hinzu kommen Einträge aus dem Abwasser beim Herstellungsprozess sowie aus der falschen Entsorgung von ungenutzten Medikamenten (Götz et al., 2014), die zusammen jedoch eine untergeordnete Rolle als Emissionsquellen spielen. Weil viele Arzneimittelrückstände in Kläranlagen nicht ausreichend eliminiert werden können, gelangen sie über das Abwasser der Kläranlagen in die Umwelt (ABBILDUNG 1). In Deutschland wurden mehr als 400 unterschiedliche Arzneimittelrückstände in Kläranlagenabläufen, Oberflächengewässern, Sedimenten, Grundwasser oder Böden nachgewiesen. Die Datenbank des Umweltbundesamtes

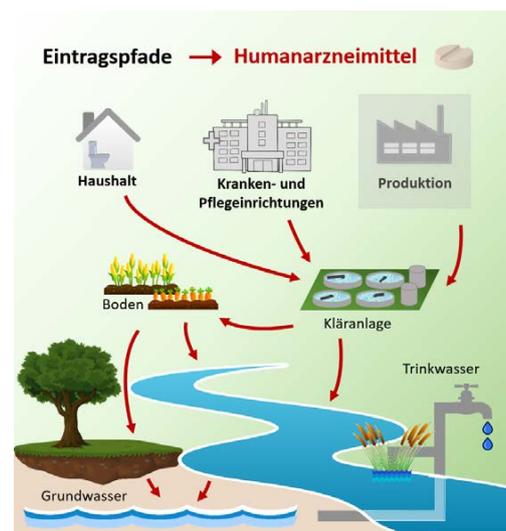


ABBILDUNG 1
Eintragspfade von Humanarzneimitteln in die Umwelt. Quelle: UBA.

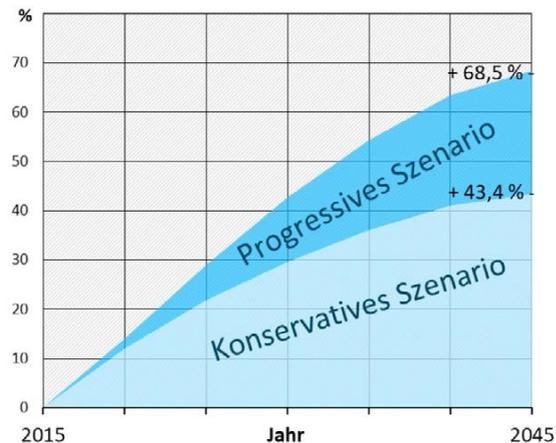
(UBA) „Arzneimittel in der Umwelt“ listet Nachweise und Literatur zu 992 Arzneimittelwirkstoffen beziehungsweise Transformationsprodukten, die in 89 Ländern weltweit gefunden wurden (UBA, 2021b).

Zusätzlich ist in den kommenden Jahren durch die demographische Entwicklung und den altersbedingten Mehrverbrauch mit einem Anstieg zu rechnen. Je nach Szenario erhöht sich der Verbrauch an Arzneimitteln bis zum Jahr 2045 um 40 bis zu knapp 70 Prozent im Vergleich zu 2015 (ABBILDUNG 2).

Effekte von Arzneimittelwirkstoffen finden sich bei verschiedensten Tierarten, von Wirbellosen wie Muscheln, Wasserflöhen über Wirbeltiere wie Fische und Vögel, aber auch bei Pflanzen. Die Effekte sind meist ähnlich wie die beabsichtigten Wirkungen bei Menschen, aber auch die in den Packungsbeilagen aufgelisteten Nebenwirkungen können sich bei den sogenannten Nichtzielorganismen finden.

DICLOFENAC – SEHR HÄUFIG IN DER UMWELT GEFUNDEN

Laut UBA-Datenbank (UBA, 2021b) und auch nach Wilkinson et al. (2022) gehört Diclofenac zu den zehn am häufigsten in der Umwelt gefundenen Arzneimittelwirkstoffen. In Deutschland werden gegenwärtig knapp 160 Präparate mit dem Wirkstoff Diclofenac angeboten. Diclofenac hat schmerzlindernde und entzündungshemmende Eigenschaften und wird für die Behandlung von leichten Schmerzen und Entzündungszuständen verschiedener Ursachen eingesetzt. Da Diclofenac-haltige Präparate seit den 1990er Jahren rezeptfrei in der Apotheke erhältlich sind, können und werden diese auch intensiv in den TV- und Printmedien beworben, insbesondere die äußerliche (topische) Anwendung von Cremes und Gelen. ABBILDUNG 3 vergleicht den Gesamtverbrauch von Diclofenac in Deutschland mit dem Verbrauch von Diclofenac in rezeptfreien Cremes und Gelen in den letzten zehn Jahren. Während



der Gesamtverbrauch von 89 auf 78 Tonnen seit Jahren kontinuierlich sinkt, hat sich im gleichen Zeitraum der Verbrauch von rezeptfreien, topischen Anwendungen von 26 auf 51 Tonnen fast verdoppelt. Der Anteil ist von 22 auf 65 Prozent des Gesamtverbrauchs gestiegen (IQVIA, 2023).

ABBILDUNG 2

Die demographische Entwicklung und der damit einhergehende altersbedingte Mehrverbrauch ist einer der Treiber des steigenden Arzneimittelverbrauchs. Quelle: Civity 2017, verändert.

EFFEKTE IN DER UMWELT

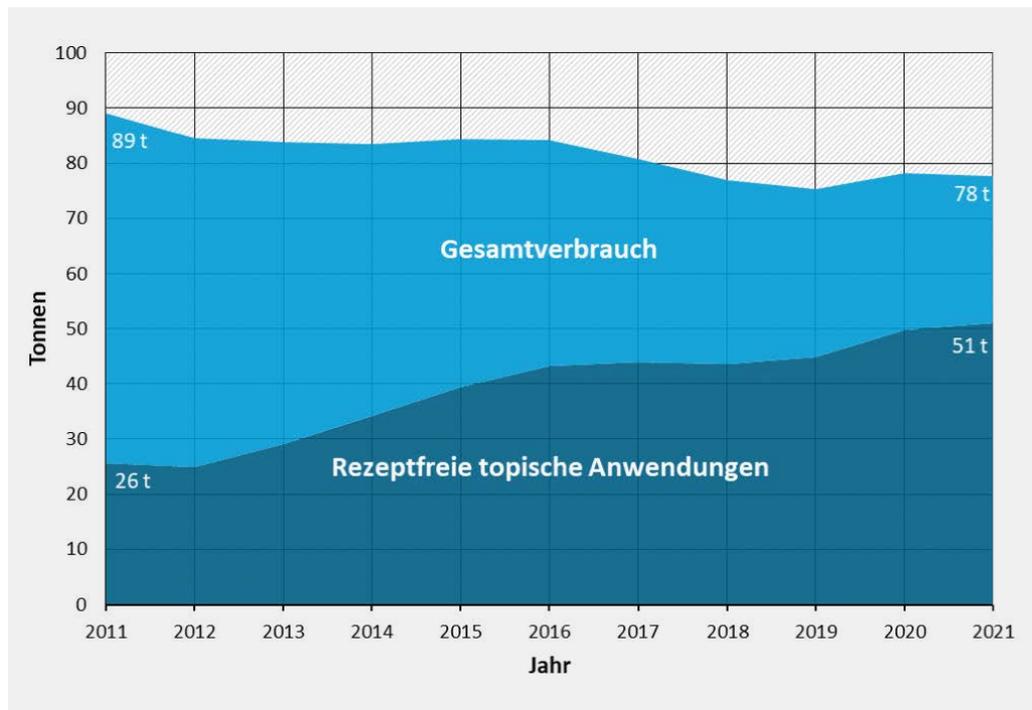
Die ersten Hinweise auf schädliche Wirkungen von Diclofenac auf wildlebende Tiere tauchten Ende der 1990er Jahre in Indien, Pakistan und Bangladesch auf. Damals alarmierte ein Massensterben bei Geiern, bei dem 95 Prozent der Tiere starben, die Weltöffentlichkeit. Bei den Vögeln zeigten sich gichtähnliche Symptome. Zudem wurde auch Nierenversagen festgestellt. Verantwortlich waren Rückstände von Diclofenac, welche die Vögel durch Verzehr von Fleisch verendeter Rinder aufnahmen, die mit Diclofenac behandelt wurden (Green et al., 2004; Green et al., 2006; Oaks et al., 2004). Aus kulturellen Gründen wurden in Hindu-Gemeinschaften auf dem indischen Sub-Kontinent Rinder palliativ mit Diclofenac behandelt. Die Kadaver dieser Rinder sind eine der Hauptnahrungsquellen von Geiern in Süd-Asien. Auf der Grundlage einer Befragung von Veterinären nach Vergiftungsfällen an Wildvögeln schlussfolgerten Cuthbert und Kollegen, dass nicht nur Geier, sondern auch Greifvögel, Störche, Kraniche

ABBILDUNG 3

Vergleich von Gesamtverbrauch und rezeptfreier topischer Anwendung von Diclofenac in Deutschland.

Quelle: UBA-interne Berechnung.

Datengrundlage: IQVIA: MIDAS® Quartalsdaten 2011 bis 2021, die Schätzungen der realen Aktivität widerspiegeln.



und Eulen empfindlich auf nicht-steroidale Entzündungshemmer (NSAID) reagieren können, also auch auf Diclofenac (Cuthbert et al., 2007). Als Konsequenz wurde Diclofenac in diesen Ländern zum Ende der 1990er Jahre als Tierarzneimittel verboten und unter anderem durch Mittel mit dem für Geier ungefährlichen Wirkstoff Meloxicam ersetzt (Mahmood et al., 2010; Swan et al., 2006; Swarup et al., 2007).

EFFEKTE AUCH BEI EUROPÄISCHEN RAUBVÖGELN

In Spanien leben mit etwa 30.000 Brutpaaren verschiedener Geierarten circa 95 Prozent aller in Europa lebenden Geier (Margalida et al., 2014). Spanien hat 2011 eine EU-Regulation in Kraft gesetzt, die es Farmern wieder ermöglicht, tote Rinder, Schafe und

INFOBOX

DICLOFENAC ALS TIERARZNEIMITTEL IN EU

Nach Informationen der Europäischen Arzneimittel Agentur (EMA) ist Diclofenac als Tierarzneimittel zurzeit in fünf Ländern der EU zugelassen, unter anderem in Spanien. Zuverlässige Informationen über die Verbrauchsmengen liegen nicht vor. In Deutschland ist Diclofenac nicht als Tierarzneimittel zugelassen. Die erwähnten Zulassungen beruhen auf nationalen Verfahren, die von den jeweiligen Staaten einzeln und unabhängig von anderen EU-Staaten und der EMA durchgeführt wurden. Laut EMA ist es nicht auszuschließen, dass es noch weitere nationale Zulassungen gibt, von denen die EMA jedoch keine Kenntnis hat.

Die EMA hat 2014 eine Literaturstudie zur potenziellen Gefahr von Diclofenac in Tierarzneimitteln erarbeitet, an dem das UBA inhaltlich beteiligt war. Die eindeutige Schlussfolgerung war, dass Diclofenac ein Risiko für nekrophage Vögel, wie Geier, darstellen kann (EMA, 2014).

Als Konsequenz der EMA-Studie wurde in der medizinischen Fachinformation, einer zusätzlich zur Packungsbeilage detaillierten Information für medizinisches Fachpersonal, der Passus ergänzt, dass mit Diclofenac behandelte Tiere nicht an wildlebende Tiere verfüttert werden dürfen. Damit sollte die Gefährdung der europäischen Geierpopulationen reduziert werden.

Schweine auf den Feldern zu belassen bzw. an ausgewählten Fütterungsstationen, den sogenannten „Geierrestaurants“, zu entsorgen, damit diese von Geiern gefressen werden können (Cortés-Avizanda et al., 2010; Margalida, 2012). Ziel dieser Maßnahme war eine Stabilisierung der Geierpopulation. Zwei Jahre später wurde in Spanien jedoch Diclofenac als Tierarzneimittel zugelassen. Da die Kadaver nicht auf ihren Gehalt an Diclofenac hin untersucht werden, könnte diese Maßnahme genau das Gegenteil bewirken, nämlich dann, wenn Tiere verfüttert werden, die zuvor mit Diclofenac behandelt wurden. Nach Modellierungen von Green et al. (2004) sind schon 0,13–0,75 Prozent von mit Diclofenac verseuchter Nahrung ausreichend, um Geierpopulationen nachhaltig zu schädigen.

2021 wurde Diclofenac erstmals auch in Europa in toten Geierküken nachgewiesen. (Herrero-Villar et al., 2021). Es ist davon auszugehen, dass die Ergänzung der Warnhinweise nicht genügt, um die europäischen Geier ausreichend zu schützen. Da Geier einen riesigen Aktionsradius haben und auch die in Bayern lebenden Geier durchaus in der Lage sind nach Spanien zu fliegen, können auch in Deutschland lebende Vögel gefährdet werden.

EFFEKTE BEI AQUATISCHEN ORGANISMEN

Auch bei Fischen wurden von Diclofenac ausgelöste Effekte, wie Schäden an Kiemen, Leber und Nieren, gefunden und dies bei Konzentrationen, wie sie in Gewässern gemessen werden. Zudem akkumuliert Diclofenac in verschiedenen Organen, wie Galle, Leber und Nieren, in denen bis zu 900-fach höhere Konzentrationen als im Gewässer nachgewiesen wurden (Kallio et al., 2010; Mehinto et al., 2010). Beim Fischotter ließ sich Diclofenac im Fell nachweisen, was darauf hindeutet, dass die Tiere den Wirkstoff über ihr Futter, Fische, aufgenommen haben (Richards et al., 2011). In einer Mesokosmos-Studie, einem künstlichen Ökosystem, fanden Joachim

et al. (2021) Effekte auf das Gesamtsystem bei Konzentrationen von 0,44 µg/L. Die empfindlichsten Arten dieser Studie waren die Zebrauschel (*Dreissena polymorpha*) und der Dreistachlige Stichling (*Gasterosteus aculeatus*).

REDUZIERUNG IN GEWÄSSERN

Diclofenac kann mit den existierenden dreistufigen Kläranlagen in Deutschland nur zwischen 10 und 50 Prozent aus dem Abwasser entfernt werden. Eine Aufrüstung der Kläranlagen mit einer sogenannten 4. Reinigungsstufe würde die Konzentration von Diclofenac zwar reduzieren, ist aber nicht ausreichend, um eine Konzentration unter dem von der EU-Wasserrahmenrichtlinie vorgeschlagenen Grenzwert zu erreichen (UBA, 2016).

Daher ist es zunächst einmal wichtig zu kommunizieren, bei welcher Indikation Diclofenac-haltige Cremes und Gele überhaupt eingesetzt werden sollten, aber noch wichtiger, wo diese Medikamente keine Wirkung haben. Dies haben Derry et al. (2016) in einem Cochrane Report mit 39 Studien und insgesamt über 10.000 Teilnehmenden begutachtet. Sie kamen zu dem eindeutigen Ergebnis, dass topisch angewandtes Diclofenac, wie auch Ketoprofen, nur bei chronischer Arthritis einen therapeutischen Nutzen und einen Vorteil gegenüber einem Placebo haben, bei anderen Indikationen nicht. Aus diesem Grunde rät auch die Bundesärztekammer in ihrer 2017 erschienenen 2. Auflage der Nationalen Versorgungsleitlinie zu nicht-spezifischen Kreuzschmerzen von der topischen Gabe von Diclofenac ab: „Topisch applizierbare NSAR sollen nicht zur Behandlung nicht-spezifischer Kreuzschmerzen angewendet werden“ (Bundesärztekammer, 2017). Ein Grund dafür ist, dass topische Gele und Cremes praktisch nicht über die Haut aufgenommen werden. Es gibt mehrere Studien, die mit verschiedenen Methoden belegen, dass nur circa 4 Prozent des

Wirkstoffes über die Haut aufgenommen werden, siehe unter anderem Radermacher et al. (1991). Der Hersteller von Voltaren bestätigt das in seiner Fachinformation zu Voltaren Schmerzgel: „Die perkutane Resorption nach Applikation von 2,5 g Voltaren Schmerzgel pro 500 cm² Haut liegt bei etwa 6 % der aufgetragenen Diclofenac-Dosis (gemessen an der Urinausscheidung von Diclofenac und seinen hydroxylierten Metaboliten im Vergleich zur oralen Gabe von Diclofenac-Natrium)“ (GSK, 2018). Dies bedeutet, dass die größte Menge an Diclofenac in die Umwelt gelangt, ohne überhaupt eine medizinische Wirkung vermittelt zu haben. Das erklärt auch die vergleichsweise großen Mengen an unmetabolisiertem Diclofenac in der Umwelt, obwohl Diclofenac im menschlichen Körper eigentlich sehr gut metabolisiert wird (Hui et al., 1998).

VERBRAUCHERVERHALTEN: ARZNEIMITTEL ALS „LIFESTYLE“

Arzneimittel sind außer Frage wichtig und in vielen Fällen lebenswichtig für die öffentliche Gesundheit. Viel zu oft wird jedoch der regelmäßige Gebrauch von Arzneimitteln als Teil des Lifestyles angesehen. Hierzu gehören oft rezeptfreie Medikamente wie Tabletten oder Cremes, die teilweise prophylaktisch/vorbeugend eingenommen werden. Eine große Zielgruppe sind hier ambitionierte Breitensportler. Laut einem Bericht der Techniker Krankenkasse haben „60 % der Sportler keine Bedenken, Analgetika beim Sport einzunehmen. Etwa jeder Fünfte hat bereits Analgetika eingenommen, um einen sportlichen Einsatz nicht durch Schmerzen zu gefährden. Generell sind Gründe für die Schmerzmitteleinnahme die Unterdrückung bestehender Schmerzen, um weiter trainieren oder am Wettkampf teilnehmen zu können sowie die Annahme, später auftretende Schmerzen in Muskeln oder Gelenken bereits im Vorfeld abwenden zu können“ (TK, 2012).

WISCHEN STATT WASCHEN

Informationen über mögliche Gefahren für die Umwelt und potenziell einfach umzusetzende Maßnahmen zur Reduzierung des Eintrages sind daher essenziell. Bielfeldt et al. (2022) haben belegt, dass nach dem Eincremen der schmerzenden Stelle schon durch das einfache Abwischen der Hände mit einem Papiertuch vor dem Händewaschen und der richtigen Entsorgung im Restmüll nach Gebrauch über 60 Prozent weniger Diclofenac ins Abwasser gelangt.

Ebenso sollten die Cremes oder Gele ausreichend lange einwirken, bevor diese abgewaschen oder abgeduscht werden. Nach dem Eincremen sollte auch Kleidung nicht direkt in Kontakt mit der behandelten Körperstelle kommen.

Damit diese praktischen Maßnahmen erfolgreich verbreitet werden, bedarf es der Information und Aufklärung von Verbraucherinnen und Verbrauchern, Patientinnen und Patienten aber auch aller Beteiligten in verschiedenen medizinischen Bereichen. Hier lohnt sich ein Blick in andere Länder. In Schweden werden ab 01.03.2023 Diclofenac-haltige Cremes oder Gele nur auf Nachfrage und nach Beratung zur richtigen Anwendung und zu Umweltwirkungen verkauft (Stern, 2022). Alternativ zur Anwendung von Cremes oder Gelen können auch andere Formulierungen wie Diclofenac-haltige Pflaster, wenn medizinisch sinnvoll, empfohlen werden.

Das UBA unterstützt diese Anwendungshinweise als Minderungsmaßnahmen nicht nur für Diclofenac-haltige Cremes und Gele, sondern für alle topischen Arzneimittel, auch mit einer eigens dafür generierten Webseite mit [FAQ zu Schmerzgel](#).

GENERELLE MÖGLICHKEITEN ZUR REDUZIERUNG DES UMWELTEINTRAGES

INFOBOX

Prinzipiell existieren für jede Phase des Lebenszyklus eines Arzneimittels Möglichkeiten, den potenziellen Eintrag in die Umwelt so gering wie möglich zu halten (ABBILDUNG 4). Bei der Entwicklung eines Wirkstoffes werden bisher nur Wirksamkeit und Stabilität betrachtet. Wünschenswert wäre jedoch schon in dieser Produktphase eine Betrachtung potenzieller Einflüsse auf die Umwelt. Bei der Herstellung der Wirkstoffe gibt es regional unterschiedliche Standards für die Produktionsstätten, zum Beispiel in Bezug auf die Behandlung von Abwässern. Diese fließen als Kostenfaktor der Hersteller in die Überlegungen ein, wo die Rohstoffe produziert und die Medikamente final hergestellt werden. Günstig für die Produzenten ist die Herstellung in Ländern mit niedrigen Umweltstandards, insbesondere Indien und China sind hier finanziell attraktiv.

Eine weitere Säule ist die rechtliche Situation. Eine Umweltbewertung für Arzneimittel bei der Zulassung gibt es erst seit 2006. Bei Wirkstoffen, die erstmalig vor 2006 zugelassen wurden, fehlen oft bis heute Informationen zum Verhalten und Effekten in der Umwelt. Ferner hat die Umweltbewertung von Arzneistoffen in der Zulassung zu wenig Gewicht: Das Ergebnis hat bisher keine Auswirkung auf deren mögliche Zulassung. Das UBA plädiert auch für ein Werbeverbot von rezeptfreien Medikamenten mit Wirkstoffen, bei denen ein Risiko für die Umwelt belegt ist. Zu diesen rechtlichen Aspekten hat das UBA kürzlich ein detailliertes Scientific Opinion Paper publiziert (UBA, 2022).



ABBILDUNG 4
Möglichkeiten der Reduzierung des Umwelteintrages während der verschiedenen Lebenszyklen eines Arzneimittels.
Quelle: UBA.

Eine dritte Säule bei der Reduzierung von Umweltauswirkungen durch Arzneimittel ist die Information und Aufklärung von Verbraucherinnen und Verbrauchern, Patientinnen und Patienten aber auch allen Beteiligten in verschiedenen medizinischen Bereichen. Die möglichen Auswirkungen auf die Umwelt durch den Umgang mit Arzneistoffen ist bisher weder Teil der Ausbildung in den medizinischen Lehrberufen, noch Teil des Kurrikulums im Medizin- und Pharmaziestudium. Auch vielen Patientinnen und Patienten ist diese Problematik nicht bewusst. So entsorgen knapp die Hälfte der Menschen flüssige Medikamentenreste über die Toiletten beziehungsweise das Waschbecken (Götz et al., 2014). Diese landen, ohne je einen medizinischen Nutzen gehabt zu haben, im Abwasser. Allein durch eine sachgerechte Entsorgung, in Deutschland in der Regel im Hausmüll, kann ein Beitrag für die Umwelt geleistet werden. Abfallentsorgung ist in Deutschland allerdings in kommunaler Verantwortung und nicht in jedem Kreis wird die Entsorgung über den Hausmüll empfohlen. Detaillierte Informationen über jeden Landkreis bzw. kreisfreie Stadt finden sich auf der [Webseite zum Thema Arzneimittelentsorgung](#).

Am Ende des Lebenszyklus eines Wirkstoffes steht dessen Entfernung aus dem Abwasser. Dies ist sehr kostenintensiv und wie oben beschrieben nicht immer in vollem Umfang möglich. Diese Kosten sind zudem von den Kommunen zu tragen, da Klärwerke kommunal finanziert sind.

FAZIT

Arzneimittel sind wichtig und in vielen Fällen lebenswichtig für Menschen und Tiere. Leicht und frei verfügbare Arzneimittel erleichtern aber auch den unnötigen Gebrauch und den Missbrauch. Für etliche medizinische Probleme, insbesondere bei den klassischen Zivilisationskrankheiten, sollte Medikation jedoch nicht immer das erste Mittel der Wahl sein. Hier überschneiden sich Gesundheitsmanagement und Umweltschutz, denn ein Wirkstoff, der nicht in die Umwelt gelangt, muss auch nicht aufwändig und kostenintensiv entfernt werden und stellt auch kein Problem für Umweltorganismen dar. Umweltschutz und medizinische Versorgung sind keine Gegensätze, sondern eng miteinander verzahnt. Die eine Lösung für alles gibt es aber nicht. Während bei Röntgenkontrastmitteln unter anderem Separationstoiletten bei stationären Behandlungen sowie Urinbeutel bei ambulanter Behandlung eine mögliche Lösung zur Reduzierung des Umwelteintrages sein können, liegt der Schwerpunkt bei rezeptfreien Cremes und Gelen mit Wirkstoffen wie Diclofenac auf einer breiten Informationskampagne für alle Akteure. Dies sind neben den Verbraucherinnen und Verbrauchern insbesondere Ärztinnen und Ärzte, die Mitarbeitenden in der Gesundheitsbranche, in Apotheken, Pflegeeinrichtungen, Altenheimen, aber auch in Sportverbänden und -institutionen, Schulen und Universitäten. Der bewusstere Umgang und eine sachgerechtere Entsorgung können zur Entlastung der Umwelt beitragen. Auch hinsichtlich einer ganzheitlichen Betrachtung von Therapie und Prävention sollten Patientinnen und Patienten genau die richtige, therapeutisch notwendige Menge unter Beachtung der korrekten Anwendungsschritte verwenden. Hierzu müsste aber ein Problembewusstsein bei allen Akteuren geschaffen und daher Informationen zum Umweltverhalten von Arzneimitteln in jede Ausbildung integriert werden. ●

LITERATUR

- Bielfeldt, S., Urquhart, D., Brandt, M. et al. (2022). Reduction of residual topical diclofenac in waste water by a wiping procedure before hand washing. *Chemosphere*, 292, 133350. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133350>
- Bundesärztekammer. (2017). Nationale Versorgungs Leitlinie (NVL) Nicht-spezifischer Kreuzschmerz (2. Auflage). Abgerufen am 03. Januar 2023 von <https://www.leitlinien.de/themen/kreuzschmerz>
- Civity Management Consultants (Hrsg.). (2017). Arzneimittelverbrauch im Spannungsfeld des demografischen Wandels. Studie im Auftrag des BDEW. https://www.bdew.de/media/documents/Civity_Arzneimittelstudie_Langfassung_oeffentlich.pdf
- Cortés-Avizanda, A., Carrete, M., & Donazar, J. A. (2010). Managing supplementary feeding for avian scavengers: Guidelines for optimal design using ecological criteria. *Biological Conservation*, 143(7), 1707–1715. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.016>
- Cuthbert, R., Parry-Jones, J., Green, R. E. et al. (2007). NSAIDs and scavenging birds: potential impacts beyond Asia's critically endangered vultures. *Biol Letters*, 3(1), 90–93. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2006.0554>
- Derry, S., Conaghan, P., Da Silva, J. A. et al. (2016). Topical NSAIDs for chronic musculoskeletal pain in adults. *Cochrane Database Syst Rev*, 4(4), CD007400. <https://doi.org/10.1002/14651858.CD007400.pub3>
- EMA – European Medicines Agency. (2014). CVMP assessment report under Article 30(3) of Regulation (EC) No 726/2004. Abgerufen am 03. Januar 2023 von https://www.ema.europa.eu/en/documents/report/cvmp-assessment-report-under-article-303-regulation-ec-no-726/2004-risk-vultures-other-necrophagous-bird-populations-european-union-connection-use-veterinary_en.pdf
- EU – Europäische Union. (2022). Integrierte Wasserbewirtschaftung – überarbeitete Listen von Schadstoffen in Oberflächengewässern und im Grundwasser. Abgerufen am 03. Januar 2023 von https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12662-Integrierte-Wasserbewirtschaftung-uberarbeitete-Listen-von-Schadstoffen-in-Oberflachengewassern-und-im-Grundwasser_de
- Götz, K., Birzle-Harder, B. & Sunderer, G. (2014). Ergebnisse einer Repräsentativbefragung zu Medikamentenrückständen im Wasserkreislauf und zur Medikamentenentsorgung. Korrespondenz Abwasser, Abfall 2014 (61) Nr. 12, 1102–1105.

- Green, R. E., Newton, I., Shultz, S. et al. (2004). Diclofenac poisoning as a cause of vulture population declines across the Indian subcontinent. *Journal of Applied Ecology*, 41(5), 793–800. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00954.x>
- Green, R. E., Taggart, M. A., Das, D. et al. (2006). Collapse of Asian vulture populations: Risk of mortality from residues of the veterinary drug diclofenac in carcasses of treated cattle. *Journal of Applied Ecology*, 43(5), 949–956. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01225.x>
- GSK. (2018). Fachinformation Voltaren Schmerzgel. https://www.haleonhealthpartner.com/content/dam/cf-consumer-healthcare/health-professionals/de_DE/painRelief/pdf/Fachinformationen_Voltaren_Schmerzgel_11_6_mgg_Gel_Stand_November_2018.pdf
- Herrero-Villar, M., Delepouille, É., Suárez-Regalado, L. et al. (2021). First diclofenac intoxication in a wild avian scavenger in Europe. *Science of the Total Environment*, 782, 146890. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146890>
- Hui, X., Hewitt, P. G., Poblete, N. et al. (1998). In Vivo Bioavailability and Metabolism of Topical Diclofenac Lotion in Human Volunteers. *Pharm Res*, 15(10), 1589–1595. <https://doi.org/10.1023/A:1011911302005>
- Joachim, S., Beaudouin, R., Daniele, G. et al. (2021). Effects of diclofenac on sentinel species and aquatic communities in semi-natural conditions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 211, 111812. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111812>
- Kallio, J. M., Lahti, M., Oikari, A. et al. (2010). Metabolites of the aquatic pollutant diclofenac in fish bile. *Environ Sci Technol*, 44(19), 7213–7219. <https://doi.org/10.1021/es903402c>
- Mahmood, K. T., Ashraf, M., & Ahmad, M. U. (2010). Eco-friendly meloxicam replaces eco-damaging diclofenac sodium in veterinary practice in South Asia - a review. *Journal of Pharmaceutical Sciences and Research*, 2(10), 672–685. <http://www.jpssr.pharmainfo.in/Documents/Volumes/Vol2Issue10/jpssr%202101010.pdf>
- Margalida, A. (2012). Good news for European vultures. *Science*, 337(6094), 524. <https://doi.org/10.1126/science.337.6094.524>
- Margalida, A., Sanchez-Zapata, J. A., Blanco, G. et al. (2014). Diclofenac Approval as a Threat to Spanish Vultures. *Conserv Biol*, 28(3), 631–632. <https://doi.org/10.1111/cobi.12271>
- Mehinto, A. C., Hill, E. M., & Tyler, C. R. (2010). Uptake and Biological Effects of Environmentally Relevant Concentrations of the Nonsteroidal Anti-inflammatory Pharmaceutical Diclofenac in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Science & Technology*, 44(6), 2176–2182. <https://doi.org/10.1021/es903702m>
- Oaks, J. L., Gilbert, M., Virani, M. Z. et al. (2004). Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature*, 427(6975), 630–633. <http://dx.doi.org/10.1038/nature02317>
- Radermacher, J., Jentsch, D., Scholl, M. et al. (1991). Diclofenac concentrations in synovial fluid and plasma after cutaneous application in inflammatory and degenerative joint disease. *Br J Clin Pharmacol*, 31(5), 537–541. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2125.1991.tb05576.x>
- Richards, N., Cook, G., Simpson, V. et al. (2011). Qualitative detection of the NSAIDs diclofenac and ibuprofen in the hair of Eurasian otters (*Lutra lutra*) occupying UK waterways with GC–MS. *European Journal of Wildlife Research*, 57(5), 1107–1114. <https://doi.org/10.1007/s10344-011-0513-2>
- Stern, L. (2022). Mer ansvarsfull försäljning av diklofenak. Abgerufen am 03. Januar 2023 von <http://www.sverigesapoteksforening.se/mer-ansvarsfull-forsaljning-av-diklofenak/>
- Swan, G. E., Cuthbert, R., Quevedo, M. et al. (2006). Toxicity of diclofenac to Gyps vultures. *Biol Letters*, 2(2), 279–282. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2005.0425>
- Swarup, D., Patra, R. C., Prakash, V. et al. (2007). Safety of meloxicam to critically endangered Gyps vultures and other scavenging birds in India. *Animal Conservation*, 10(2), 192–198. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2006.00086.x>
- TK – Techniker Krankenkasse. (2012). Bewegung und Gesundheit – Der große TK-Sportreport. Abgerufen am 03. Januar 2023 von <https://documents.net/document/tk-medienservice-bewegung-und-gesundheit-der-grosse-tk-sportreport-10-2012.html?page=1>
- UBA – Umweltbundesamt. (2022). Improving environmental protection in EU pharmaceutical legislation Recommendations for reducing adverse environmental impacts from human pharmaceuticals. Abgerufen am 03. Januar 2023 von <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/improving-environmental-protection-in-eu>
- UBA – Umweltbundesamt. (2021a). Arzneimittel. Abgerufen am 03. Januar 2023 von <https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/arzneimittel>
- UBA – Umweltbundesamt. (2021b). Database - Pharmaceuticals in the environment Abgerufen am 03. Januar 2023 von <http://www.uba.de/db-pharm>
- UBA – Umweltbundesamt. (2016). Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer – Phase 2. Abgerufen am 03. Januar 2023 von <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/massnahmen-zur-verminderung-des-eintrages-von-1>

Wilkinson, J. L., Boxall, A. B. A., Kolpin, D. W. et al.
(2022). Pharmaceutical pollution of the world's rivers.
Proceedings of the National Academy of Sciences, 119(8),
e2113947119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2113947119>

KONTAKT

Dr. Gerd Maack
Umweltbundesamt
Fachgebiet IV 2.2
„Arzneimittel“
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
E-Mail: gerd.maack@uba.de

[UBA]

Vorkommen und Quellen von PFAS in der Umwelt und aktuelle Regelungsansätze

Occurrence and sources of PFAS in the environment and current regulatory approaches

ZUSAMMENFASSUNG

PFAS kommen nicht natürlich vor. Durch ihre vielfältigen Verwendungen und durch ihre Persistenz reichern sie sich in der Umwelt an und verteilen sich weltweit. Sie gelangen während der Herstellung, der Ausrüstung und des Gebrauches von PFAS-haltigen Produkten sowie über Abwasser und Abluft in die Umwelt – und aus der Umwelt in Nahrungsmittel. Bei einigen PFAS sind schädliche Wirkungen auf die menschliche Gesundheit nachgewiesen. Da Menschen PFAS vorrangig über Nahrungsmittel aufnehmen, hat die Europäische Nahrungsmittelbehörde EFSA tolerierbare wöchentliche Aufnahmeraten und Grenzwerte für bestimmte Lebensmittel abgeleitet. Der Artikel enthält zudem Informationen zu weiteren neuen Regelungen, zum Beispiel in Bezug auf Trinkwasser, Grundwasser und Boden.

ANNEGRET BIEGEL-
ENGLER, ALEXANDER
KÄMPFE, CHRISTOPH
SCHULTE

ABSTRACT

PFASs do not occur naturally. Due to their multiple uses and their persistence, they accumulate in the environment and spread worldwide. They enter the environment during the manufacture, finishing and use of products containing PFAS, as well as through wastewater and exhaust air - and from the environment into food. Some PFASs have been shown to have adverse effects on human health. Because humans primarily ingest PFASs through food, the European Food Safety Authority (EFSA) has derived tolerable weekly intake rates and limits for specific foods. The article also provides information on other new regulations, such as those related to drinking water, groundwater and soil.

PFAS-EINTRÄGE IN DIE UMWELT

Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS, früher mit PFC (per- und polyfluorierte Chemikalien) oder mit PFT (perfluorierte Tenside) abgekürzt) werden seit den 1950er Jahre in zahlreichen Anwendungen eingesetzt. Nach einer Definition der OECD/UNEP Global PFC Group zählen alle chemischen Verbindungen mit mindestens einem vollständig fluorierten Methyl- oder Methylenkohlenstoffatom (ohne Bindung zu Wasserstoff- oder weiteren Halogenatomen) zur

Stoffgruppe PFAS (OECD, 2021). Die Stoffe zeigen sowohl wasser- als auch fettabweisende Eigenschaften bei gleichzeitig sehr hoher chemischer Widerstandsfähigkeit gegen verschiedenste Einflüsse. PFAS mit zusätzlichen polaren funktionellen Gruppen wurden und werden auch als Spezialtenside, zur Oberflächenmodifizierung, in Feuerlöschschäumen, in der Galvanik und vielem anderen mehr eingesetzt. Die aus technischer Sicht vorteilhafte Beständigkeit erweist sich in Bezug auf das Umweltverhalten als großer Nachteil dieser Stoffe, da ihre Persistenz und ihre „Nichtzurückholbarkeit“ aus der Umwelt in



Quelle: adragan/stock.
adobe.com.

Verbindung mit zum Teil schädliche Wirkungen und einem Potenzial zur Anreicherung im menschlichen Körper und in Nahrungsketten ein lange Zeit unterschätztes Risiko darstellen. Daher wird die Diskussion um die sichere Verwendung der PFAS und Optionen, die Einträge in die Umwelt zu minimieren, immer intensiver. Die Mannigfaltigkeit dieser Substanzen stellt Regulierungsansätze vor zahlreiche Herausforderungen. Bislang sind nur wenige der mehr als 4.700 PFAS international oder auf EU-Ebene reguliert, das heißt ein Großteil der Stoffe wird in der Industrie verwendet und kann während der Herstellung, der Weiterverarbeitung, des Gebrauches und der Entsorgung von Produkten in die Umwelt ausgetragen werden (ABBILDUNG 1).

Über das häusliche und gewerbliche Abwasser gelangen PFAS in Kläranlagen (Toshovski, 2020). Von dort werden manche PFAS über behandeltes Abwasser in Oberflächengewässer eingetragen oder im Klärschlamm gebunden. PFAS-haltige Abfälle auf Deponien können bei unzureichender Deponieabdichtung, Leckagen oder unzureichender Sickerwasseraufbereitung punktuell zu Einträgen in die Umwelt führen (LAWA/LABO, 2021).

PFAS-Einträge in Böden können aus vielfältigen Quellen resultieren, zum Beispiel aus der Ausbringung mit PFAS-verunreinigten Düngemitteln wie Klärschlamm auf Ackerflächen, der Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen mit belastetem Grundwasser oder umgelagertem PFAS-belasteten

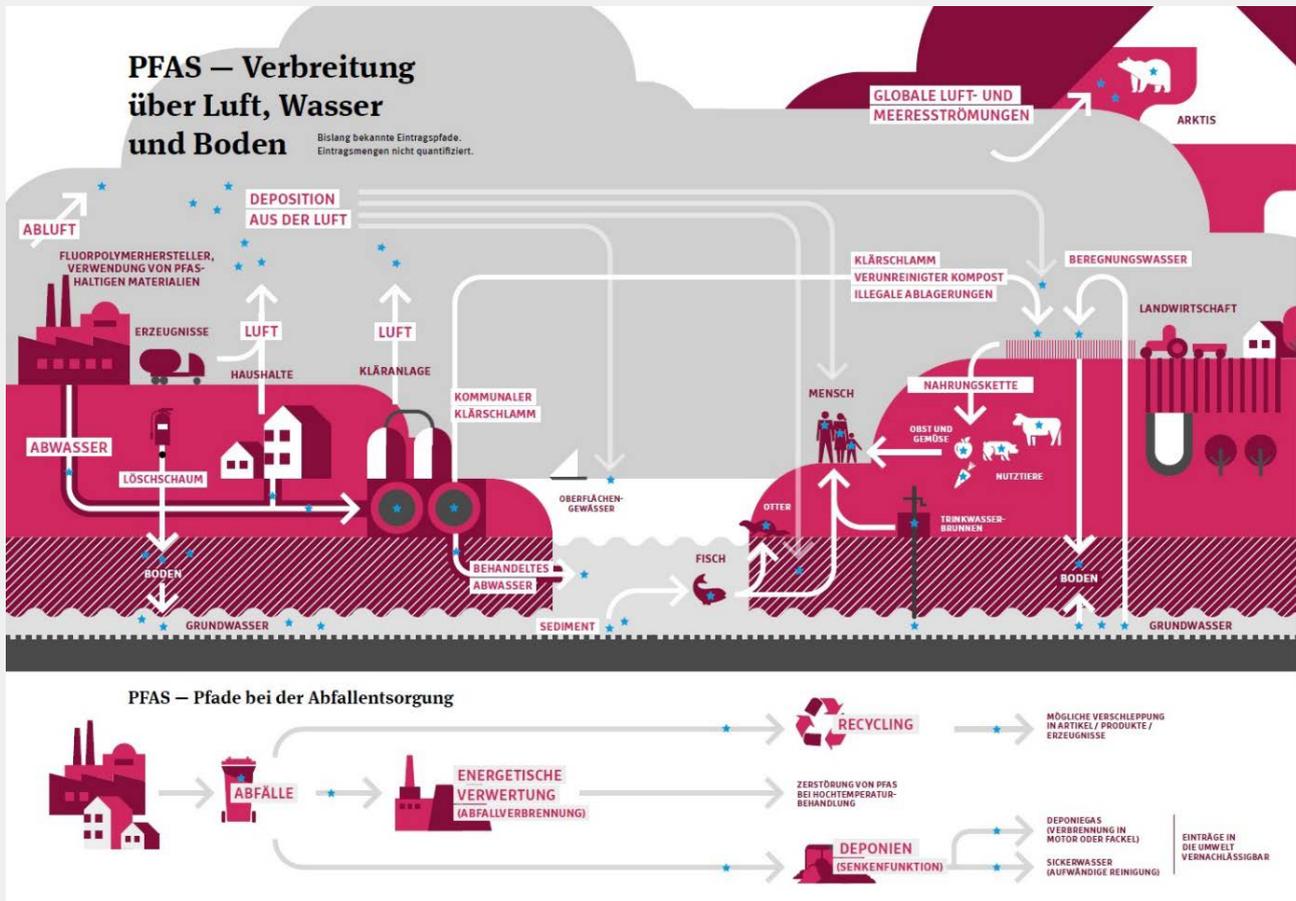


ABBILDUNG 1
 PFAS-Verbreitung über Luft, Wasser und Boden (UBA, 2020b).

Bodenaushub. Werden mit PFAS verunreinigte Materialien bodenbezogen genutzt, ist anzunehmen, dass sich PFAS in Abhängigkeit von ihrer Kettenlänge über unterschiedliche Zeiträume in tiefere Bodenschichten verlagern (Chromatographie-Effekt der Bodenpassage). Während der Verweil- und Verteilungszeit in Böden können PFAS auch von (Nutz-)Pflanzen aufgenommen werden (LAWA/LABO, 2021). PFAS in Böden können in das Grundwasser verlagert werden. Derzeit wird das Grundwasser anlassbezogen auf PFAS untersucht. Die Stoffe werden an einer Vielzahl der beprobten Messstellen nachgewiesen. PFAS treten auch europaweit – teils in erhöhten Konzentrationen – im Grundwasser auf (Voluntary „Groundwater Watch List“

(GWWL) Group of WFD CIS Working Group Groundwater, 2020).

Durch die Abluft von Industriebetrieben und Verflüchtigungen aus Erzeugnissen können PFAS in die Luft eingebracht werden und sich über die Luftströmungen verteilen. PFAS können in der Luft sowohl in der Gasphase als auch partikelgebunden vorkommen und so über weite Strecken in der Luft bis in entlegene Gebiete transportiert werden. PFAS werden daher auch in den Polargebieten und alpinen Seen, weit weg von industrieller Produktion und menschlichen Siedlungen, gefunden. Über Niederschläge gelangen PFAS aus der Luft wiederum in Böden und Oberflächengewässer. PFAS sind weltweit in Spuren im Regenwasser nachweisbar, teilweise

in Konzentrationen, die über den von der US-Umweltschutzbehörde (EPA) empfohlenen Werten für die lebenslange Trinkwasserversorgung liegen (Cousins, 2022). Der Nachweis von PFAS im Regenwasser ist ein Indiz dafür, dass PFAS, die über die Atmosphäre, das heißt den Luftpfad, in Böden und Gewässer gelangen, zu einer unspezifischen Hintergrundbelastung führen können (Biereth, 2021). Welche Menge an PFAS in der Atmosphäre vorhanden sind, ist bisher jedoch kaum untersucht worden. Erhöhte PFAS-Gehalte in Böden, Gewässern und Grundwasser können im Umkreis von Produktionsstätten/Industrieanlagen durch Lufteträge auftreten (Evich et al., 2022).

Durch die vielfältigen Eintragsszenarien, die extreme Persistenz und die Mobilität der Verbindungen ist anzunehmen, dass PFAS ubiquitär in allen Umweltkompartimenten verbreitet sind und das Potenzial für eine übergreifende Problemverlagerung aufweisen.

BELASTUNG DES MENSCHEN

Menschen nehmen PFAS hauptsächlich durch Nahrungsmittel, aber auch Luft, Wasser und Aerosole auf. Im menschlichen Körper können manche PFAS an Proteine in Blut, Leber und Niere binden. Im Vergleich zu anderen Chemikalien werden einige PFAS sehr langsam ausgeschieden und können sich deshalb im Körper anreichern. Besonders kritisch ist die Weitergabe einiger PFAS von der Mutter zum Kind während der Schwangerschaft und Stillzeit.

Für die Einschätzung der Relevanz der PFAS-Gehalte in menschlichem Blut für die Gesundheit hat die Humanbiomonitoring-Kommission am Umweltbundesamt sogenannte HBM I- und HBM II-Werte für PFOS und PFOA abgeleitet. HBM I-Werte kennzeichnen die PFAS-Konzentration im menschlichen Blut unterhalb derer nach dem HBM-Modell keine gesundheitlichen Folgen zu erwarten sind. Für Konzentrationen, die oberhalb der HBM II-Werte liegen, kann

nicht mit ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden, dass Effekte im Laufe des Lebens auftreten (UBA, 2016; UBA, 2020a).

Wissenschaftler und Wissenschaftlerinnen untersuchten Blutproben, die in der Umweltprobenbank (UPB) des Bundes aufbewahrt werden. Unter den 37 untersuchten PFAS fanden die Forschenden zwei prominente PFAS (PFOA und PFOS) in jeder Probe des Datensatzes 2009–2019. Die Ergebnisse dieser Studie deuten darüber hinaus darauf hin, dass die Exposition des Menschen gegenüber diesen bekannten PFAS in Deutschland in den letzten drei Jahrzehnten zurückgegangen ist (Göckener et al., 2020). In einer offiziellen deutschen Human-Biomonitoring-Studie an Blut von Kindern und Jugendlichen wurde jedoch festgestellt, dass immer noch ein Fünftel der Teilnehmenden an dieser Studie PFOA-Konzentrationen im Blut hatte, die über dem sogenannten Human-Biomonitoring-Wert (HBM-I) lagen (Duffek et al., 2020).

PFAS sind im Blut der Allgemeinbevölkerung nachweisbar, in den meisten Fällen jedoch in Spuren. Die PFAS-Gehalte können bei höherer Exposition zum Beispiel in sogenannten PFAS-Hotspots erhöht sein. Die PFAS-Verunreinigungen sind auf verschiedene Arten der Kontamination zurückzuführen, meist sind es Standorte Fluorchemischer Industrie (z. B. Altötting, Zwijndrecht in Belgien, Dordrecht in den Niederlanden), Feuerlöschübungsplätze (z. B. auf Militärstandorten, Flughäfen, vermutlich (illegale) Ausbringung von PFAS-haltigen Bodenverbesserungs- und Düngemitteln (z. B. Arnsberg, Rastatt). Durch die unbekannte Verunreinigung von Trinkwasser und lokalen Lebensmitteln können Menschen in solchen Hotspotregionen PFAS in erhöhten Mengen aufnehmen. Die Hotspot-Gebiete können relativ klein sein oder eine beträchtliche Größe der betroffenen Gemeinden erreichen. Bei Bekanntwerden der PFAS-Belastungen führen Behörden oftmals Human-Biomonitoring-Studien durch, um die PFAS-Belastung der Bevölkerung zu untersuchen und zu bewerten. Die Bewertungsergebnisse der Untersuchungen in Deutschland sind auf den Internetseiten

der zuständigen Gesundheitsämter verfügbar. Studien aus Italien und Schweden zeigen, dass Menschen an den Hotspots teilweise einem Vielfachen der „Hintergrundbelastung“ der allgemeinen Bevölkerung ausgesetzt sind (Ingelido et al., 2020; Ingelido et al., 2018; Li et al., 2020).

NEUE REGULATIONSANSÄTZE

NAHRUNGSMITTEL

Die Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) gibt mit der tolerierbaren wöchentlichen Aufnahmemenge (TWI) die Höchstwerte der für die menschliche Gesundheit relevanten chemischen Substanzen vor. Sie leitete 2020 einen TWI für die Summe von vier Verbindungen (Perfluoroktancarbonsäure [PFOA], Perfluorononansäure [PFNA], Perfluorhexansulfonsäure [PFHxS] und Perfluoroktansulfonsäure [PFOS], in Höhe von 4,4 ng/kg Körpergewicht ab. Erstmals wurde auch der Gesichtspunkt der Mischtoxizität berücksichtigt. Damit hat sie ihre Empfehlung gegenüber 2009 und 2018 durch die Einführung eines Summenparameters aus vier Einzelstoffen erweitert und den TWI an neue Erkenntnisse zur toxischen Wirkung angepasst (TABELLE 1). Die EFSA begründet diese Anpassung mit der Erkenntnis, dass PFOS, PFOA, PFNA und PFHxS die Entwicklung beeinflussen und schädliche Auswirkungen auf den Cholesterinspiegel, die Leber, das

Immunsystem und das Geburtsgewicht haben können. Sie erachtete die Auswirkungen auf das Immunsystem als kritischsten Effekt.

Die PFAS-Konzentrationen in der Umwelt sind mancherorts bereits so hoch, dass der TWI durch Aufnahme bestimmter Nahrungsmittel schnell erreicht ist und Behörden regional von zum Beispiel Fischverzehr oder dem Verzehr von Wildschweinlebern abraten (LGL, 2022; BfR, 2020; Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, 2020). Das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) kommt zu der Schlussfolgerung, dass die Exposition einiger Bevölkerungsgruppen, zum Beispiel von Kindern, den TWI teilweise überschreitet (BfR, 2021).

Die EFSA führt die Ernährung als wichtigste Quelle der Exposition gegenüber PFAS auf, da die Verunreinigung von Lebensmitteln mit diesen Substanzen hauptsächlich auf Bioakkumulation in aquatischen und terrestrischen Lebensmittelketten zurückzuführen ist. Die EFSA verdeutlicht zudem, dass auch die Verwendung PFAS-haltiger Lebensmittelkontaktmaterialien zur Exposition des Menschen gegenüber diesen Substanzen beitragen kann.

Kürzlich hat die EFSA für vier PFAS Höchstgehalte in Fisch, Fleisch und Eiern festgelegt. Die EFSA gibt jeweils Einzelwerte für PFOA, PFOS, PFHxA und PFNA und auch Summenparameter an. Diese Höchstgehalte in Lebensmitteln gelten ab dem 01.01.2023 (Verordnung (EU) 2022/2388; TABELLE 2).

	TWI IN NG/KG KÖRPERGEWICHT		
	2009*	2018#	2020#
PFOA	10.050	6	
PFOS	1.050	13	
Summe PFOA, PFNA, PFHxS und PFOS			4,4

*2009: Ableitung auf Grundlage chronischer Endpunkte aus Tierversuchen;
 #ab 2018: Ableitung auf Grundlage epidemiologischer Studien.

TABELLE 1
 Tolerierbare wöchentliche Aufnahmeraten (TWI) für PFAS abgeleitet durch die Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA), (<https://doi.org/10.2903/j.efsa.2008.653>, <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.6223> bzw. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5194>)

TABELLE 2
 Beispiele für Höchstgehalte der Summe von PFOS, PFHxS, PFOA und PFNA (Verordnung (EU) 2022/2388 L_2022316DE.01003801.xml (europa.eu)).

LEBENSMITTEL	SUMME PFOS, PFHXS, PFOA, PFNA IN µG/KG FRISCHGEWICHT
Eier	1,7
Muskelfleisch von Fischen (Auflistung verschiedener Arten)	2,0–45
Krebstiere	5,0
Fleisch von Rindern, Schweinen und Geflügel	1,3
Fleisch von Schafen	1,6
Schlachtnebenerzeugnisse von Rindern, Schafen, Schweinen und Geflügel	8,0
Fleisch von Wild, ausgenommen Fleisch von Bären	9,0
Schlachtnebenerzeugnisse von Wild, ausgenommen Schlachtnebenerzeugnisse von Bären	50

OBERFLÄCHENGEWÄSSER UND GRUNDWASSER

Mögliche Eintragspfade von PFAS in Flüsse, Seen und Meere sind Abwasser, Auswaschungen aus verunreinigten Böden, Vermischung mit verunreinigtem Grundwasser, atmosphärische Deposition und direkte Einträge zum Beispiel bei Löscheinsätzen (Evich et al., 2022; LAWA/LABO, 2021; Toshovski, 2020).

PFAS in Oberflächengewässern reichern sich in Fischen und Sedimenten an. Untersuchungen der Umweltprobenbank des Bundes (UPB) in Schwebstoffen zeigen, dass ein wesentlicher Teil der PFAS-Belastung der Flüsse aus polyfluorierten Verbindungen besteht, die mit den analytischen Standardverfahren nicht bestimmt werden können. Ihr Anteil nimmt beständig zu, während die PFAS-Belastung der Gewässer insgesamt rückläufig ist (Göckener et al., 2021; Umweltbundesamt, 2023). Sedimente können für manche PFAS als Senke angesehen werden. Aufgrund der hohen Persistenz der PFAS können derartige Senken langfristig jedoch auch wieder zu Quellen werden, welche PFAS freisetzen. Flüsse sind bedeutende Eintragspfade von PFAS in die Meere, für Deutschland vor allem für die Nordsee. Küstennahe Proben sind stärker belastet als Proben aus der offenen See. Über Meeresströmungen werden PFAS

bis in die Polargebiete transportiert (Muir & Miaz, 2021).

Das Vorkommen von PFAS in Grundwasserkörpern ist meist auf Auswaschungen aus kontaminierten Böden zurückzuführen. Dies ist insbesondere dann von großer Relevanz, wenn Grundwasser als Ressource für die Trinkwassergewinnung dient. Um Oberflächengewässer und Grundwasser zu schützen, sollen bei der Überarbeitung der Grundwasserrichtlinie und der Umweltqualitätsnormen-Richtlinie (UQN-Richtlinie) verbindliche Parameterwerte für die Stoffgruppe der PFAS eingeführt werden. Für beide Richtlinien, in welche die jüngsten EFSA-Empfehlungen bereits eingeflossen sind, liegen Überarbeitungsentwürfe vor. Sie berücksichtigen eine ähnliche Auswahl an PFAS-Einzelstoffen wie die Trinkwasserrichtlinie, allerdings mit voraussichtlich deutlich niedrigeren Parameterwerten.

TRINKWASSER

Trinkwasser wird aus verschiedenen Wasserressourcen gewonnen, wobei in Deutschland vor allem auf Grundwasser, Uferfiltrat und Oberflächengewässer, wie etwa Talsperren, zurückgegriffen wird. Daher ergeben sich unmittelbare Abhängigkeiten vom Vorkommen chemischer Stoffe in den Ressourcen, welche

zur Trinkwasseraufbereitung herangezogen werden und der resultierenden Trinkwasserqualität. Nach Infektionsschutzgesetz (IfSG) § 37 Absatz 1 muss Trinkwasser so beschaffen sein, dass „durch seinen Gebrauch eine Schädigung der menschlichen Gesundheit [...] nicht zu besorgen sein“ darf. In Umsetzung der Trinkwasserrichtlinie EU 2020/2184 in nationales Recht werden durch die Novellierung der Trinkwasserverordnung auch erstmals eine Auswahl von 20 PFAS (jeweils C₄- bis C₁₃-Perfluorcarbon und -sulfonsäuren) in die Trinkwasserüberwachung aufgenommen, die in ihrer Summe einen Grenzwert von 0,1 µg pro Liter nicht überschreiten dürfen. Der Grenzwert gilt ab 12. Januar 2026. Eine Untergruppe von vier ausgewählten PFAS (PFOA, PFNA, PFHxS und PFOS), die von der EFSA für die maximal zulässige Aufnahmemenge gesondert bewertet wurden, wird zusätzlich mit einem Summengrenzwert von 0,02 µg pro Liter in die Trinkwasserverordnung aufgenommen. Dieser Grenzwert tritt mit zwei Jahren Abstand zum PFAS-Summe-20-Grenzwert in Kraft.

BODEN

PFAS-Verunreinigungen in Böden können eine Quelle für PFAS-Gehalte im menschlichen Blut sein: Durch Auswaschungen in das Grundwasser können Grundwasserressourcen, die zur Herstellung von Trinkwasser genutzt werden, verunreinigt werden (s. o.). PFAS können aus Böden in Nutzpflanzen aufgenommen werden und so über die

Nahrungskette den Menschen erreichen. Menschen können PFAS auch direkt aus dem Boden aufnehmen, dieser Pfad wird aber für den Großteil der Bevölkerung als nicht relevant angesehen.

Der Verlagerung in das Grundwasser wird die größte Bedeutung gegeben, deshalb enthält die novellierte Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV) Prüfwerte für den Pfad Boden-Grundwasser (TABELLE 3). Sie tritt zum 01.08.2023 in Kraft. Die kürzlich abgeleiteten neuen TWI der EFSA sind in diesen Werten jedoch noch nicht berücksichtigt.

Den Behörden steht ein [bundeseinheitlicher Leitfaden zur Bewertung von PFAS in Boden und Grundwasser](#) zur Verfügung der in den meisten Bundesländern eingeführt wurde. Damit können Behörden über Nutzung beziehungsweise Sanierung von verunreinigten Böden und Bodenmaterial entscheiden (BMUV, 2022).

Ein Großteil der Nahrungs- und Futtermittel wird auf Böden produziert. Deshalb sollten die von der EFSA festgelegten Höchstwerte in Nahrungsmitteln (zumindest in Fleisch und Eiern) auch für die Ableitung von tolerierbaren PFAS-Gehalten in landwirtschaftlich genutzten Böden einbezogen werden. Auch weitere PFAS für die bislang keine Höchstgehalte in Lebensmitteln vorliegen, sollten in landwirtschaftlich genutzten Böden betrachtet werden. In Baden-Württemberg wurde auf PFAS-belasteten Agrarflächen ein Vorerntemonitoring etabliert, um die PFAS-Belastung des Menschen durch Nahrungsmittel vorsorglich zu vermindern.

PFAS	PRÜFWERT [µG/L]
Perfluorbutansäure (PFBA)	10
Perfluorhexansäure (PFHxA)	6
Perfluoroktansäure (PFOA)	0,1
Perfluorononansäure (PFNA)	0,06
Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	6
Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	0,1
Perfluoroktansulfonsäure (PFOS)	0,1

TABELLE 3
 PFAS-Prüfwerte für organische Stoffe für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser am Ort der Probenahme und im Sickerwasser am Ort der Beurteilung.

EUROPÄISCHE CHEMIKALIENVERORDNUNG REACH

Die EU-Kommission hat im Green Deal einen [PFAS-Action Plan](#) vorgelegt. Darin ist dargestellt, die Emissionen aus Herstellung und Verwendung von PFAS drastisch zu senken sind, indem nicht-essenzielle Nutzungen der Stoffe verboten werden sollen. Ein Vorschlag zum Verbot von PFAS-haltigen Feuerlöschmitteln wurde 2021 eingereicht. Die Stellungnahmen der wissenschaftlichen Komitees der Europäischen Chemikalienbehörde (ECHA) werden bis Juni 2023 erwartet. Den Vorschlag zur Beschränkung aller PFAS haben verschiedene Behörden aus Deutschland, den Niederlanden, Schweden, Dänemark und Norwegen erarbeitet und kürzlich bei der Europäischen Chemikalienbehörde ECHA eingereicht.

FAZIT

PFAS-Einträge durch industrielle Prozesse oder die Nutzung von Produkten in verschiedene Umweltkompartimente, wie Oberflächengewässer, Grundwasser, Luft und Böden müssen effektiv reduziert oder idealerweise so weit wie möglich vermieden werden. Die entsprechenden Maßnahmen müssen zeitnah umgesetzt und streng auf Einhaltung kontrolliert werden. Dazu sind Gesetzgebungen zu entwickeln, anzupassen und national sowie international zu harmonisieren. Unvermeidbare Verwendungen von PFAS müssen auf ein Minimum reduziert werden und gleichzeitig umweltfreundliche Alternativen für PFAS entwickelt werden. Einheitliche Regelungen zum Umgang mit PFAS-verunreinigten Böden und Gewässern sind durchzusetzen. Wo notwendig sind Verfahren zur Entfernung von PFAS bei der Trinkwasseraufbereitung zu etablieren. Sichere und nachhaltige Entsorgungswege für PFAS-verunreinigte Materialien sind festzulegen. Absehbare Regulationsansätze, wie etwa in der Trinkwasserüberwachung, im Bodenschutz oder in der Ableitung von Umweltqualitätsnormen

für Oberflächen- und Grundwasser sind sehr zu begrüßen, aber hinsichtlich ihrer Konsistenz noch ausbaufähig. In künftigen Überarbeitungsrunden der entsprechenden Regelwerke muss auch dann vorliegenden neuen Erkenntnissen zur Relevanz der aktuell getroffenen Parameterauswahl Rechnung getragen werden. ●

LITERATUR

- Bierreth, C., Dreher, P., Nöltner, T. et al. (2021). *Sachstandsbericht: PFAS – in Böden von Bodendauerbeobachtungsflächen; Ergebnisse aus drei Untersuchungsphasen*. Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg. <https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/10215>
- BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung. (2020). *Verzehr von Schaf- oder Rinderleber kann erheblich zu Gesamtaufnahme von Per- und Polyfluoralkylsubstanzen (PFAS) beitragen* (Stellungnahme, Issue 028/2020). <https://www.bfr.bund.de/cm/343/verzehr-von-schaf-%20oder-rinderleber-kann-erheblich-zu-gesamtaufnahme-von-per-und-polyfluoralkylsubstanzen-beitragen.pdf>
- BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung. (2021). *PFAS in Lebensmitteln: BfR bestätigt kritische Exposition gegenüber Industriechemikalien* (020/2021). <https://www.bfr.bund.de/cm/343/pfas-in-lebensmitteln-bfr-bestaetigt-kritische-exposition-gegenueber-industriechemikalien.pdf>
- BMUV – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz. (2022). *Empfehlungen für die bundeseinheitliche Bewertung von Boden- und Gewässerverunreinigungen sowie für die Entsorgung PFAS-haltigen Bodenmaterials*. Stand: 21.02.2022. https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Bodenschutz/pfas_leitfaden_bf.pdf
- Cousins, I., Johansson, J. H., Salter, M. E. et al. (2022). *Outside the Safe Operating Space of a New Planetary Boundary for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS)*. *Environmental Science & Technology*, 56(16), 11172–11179. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02765>
- Duffek, A., Conrad, A., Kolossa-Gehring, M. et al. (2020). *Per- and polyfluoroalkyl substances in blood plasma – Results of the German Environmental Survey for children and adolescents 2014–2017 (GerES V)*. *Int J Hyg Environ Health*, 228, 113549. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113549>
- Evich, M. G., Davis, M. J. B., McCord, J. P. et al. (2022). *Per- and polyfluoroalkyl substances in the environment*. *Science*, 375(6580), eabg9065. <https://doi.org/10.1126/science.abg9065>

- Göckener, B., Fliedner, A., Rüdell, H. et al. (2021). Exploring unknown per- and polyfluoroalkyl substances in the German environment – The total oxidizable precursor assay as helpful tool in research and regulation. *Science of The Total Environment*, 782, 146825. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146825>
- Göckener, B., Weber, T., Rüdell, H. et al. (2020). Human biomonitoring of per- and polyfluoroalkyl substances in German blood plasma samples from 1982 to 2019. *Environment International*, 145, 106123. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106123>
- Ingelido, A. M., Abballe, A., Gemma, S. et al. (2020). Serum concentrations of perfluorinated alkyl substances in farmers living in areas affected by water contamination in the Veneto Region (Northern Italy). *Environ Int*, 136, 105435. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105435>
- Ingelido, A. M., Abballe, A., Gemma, S. et al. (2018). Biomonitoring of perfluorinated compounds in adults exposed to contaminated drinking water in the Veneto Region, Italy. *Environ Int*, 110, 149–159. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.10.026>
- LAWA/LABO – Bund/Länderarbeitsgemeinschaften Wasser und Bodenschutz. (2021). *Fachbericht der PFAS-Koordinierungsgruppe - Fragestellungen zur konsistenten Ableitung von Bewertungskriterien für die Medien Grund- und Oberflächenwasser sowie Boden vor dem Hintergrund neuer EFSA-Empfehlungen*. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz, & M. Rosenkavalierplatz 2, © München, September 2021. https://www.lawa.de/documents/lawa-labo-fachbericht-umk-fassung-211125-2_2_1649169943.pdf
- LGL – Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittel. (2022). *Untersuchung von Wildfleisch und -innereien sowie Wildschweinfleisch und -innereien auf per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS)-Untersuchungsergebnisse 2009–2019*. Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittel. Abgerufen am 01. Februar 2023 von https://www.lgl.bayern.de/lebensmittel/chemie/kontaminanten/pfas/ue_2010_pft_lebensmittel_wild_sonstigesbayern.htm
- Li, Y., Barregard, L., Xu, Y. et al. (2020). Associations between perfluoroalkyl substances and serum lipids in a Swedish adult population with contaminated drinking water. *Environ Health*, 19(1), 33. <https://doi.org/10.1186/s12940-020-00588-9>
- Muir, D., & Miaz, L. T. (2021). Spatial and Temporal Trends of Perfluoroalkyl Substances in Global Ocean and Coastal Waters. *Environmental Science & Technology*, 55(14), 9527–9537. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c08035>
- Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, L. u. V. (2020). *Verzehrempfehlung für Fisch aus Flüssen in Niedersachsen*. https://www.ml.niedersachsen.de/download/155522/Verzehrempfehlung_fuer_Flussfische_in_Niedersachsen_Stand_20_Mai_2020_PDF_283_KB_barrierefrei.pdf
- OECD – Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (2021). *Reconciling terminology of the universe of per- and polyfluoroalkyl substances: recommendations and practical guidance (OECD Series on Risk Management, Issue)*. [https://www.oecd.org/official-documents/publicdisplaydocumentpdf/?cote=ENV/CBC/MONO\(2021\)25&docLanguage=En](https://www.oecd.org/official-documents/publicdisplaydocumentpdf/?cote=ENV/CBC/MONO(2021)25&docLanguage=En)
- Toshovski, S., Kaiser, M., Fuchs, S. et al. (2020). *Prioritäre Stoffe in kommunalen Kläranlagen – Ein deutschlandweit harmonisiertes Vorgehen* (Texte, Issue 173/2020). Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/prioritaere-stoffe-in-kommunalen-klae-anlagen>
- UBA – Umweltbundesamt (2023). *Umweltprobenbank des Bundes*. Abgerufen am 01. Februar 2023 von <https://www.umweltprobenbank.de/de>
- UBA – Umweltbundesamt. (2020a). HBM-II-Werte für Perfluorooctansäure (PFOA) und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) in Blutplasma – Stellungnahme der Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes. *Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz*, 63(3), 356–360. <https://doi.org/10.1007/s00103-020-03101-2>
- UBA – Umweltbundesamt. (2020b). PFAS – Gekommen um zu bleiben. *Schwerpunkt*, 01. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/schwerpunkt-1-2020-pfas-gekommen-um-zu-bleiben>
- UBA – Umweltbundesamt. (2016). HBM-I-Werte für Perfluorooctansäure (PFOA) und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) in Blutplasma Stellungnahme der Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes. *Bundesgesundheitsblatt*, 59, 1362–1363. <https://doi.org/10.1007/s00103-016-2434-4>
- Voluntary “Groundwater Watch List” (GWWL) Group of WFD CIS Working Group Groundwater. (2020). *Study on Per- and Polyfluoroalkyl substances (PFAS) – Monitoring Data Collection and Initial Analysis –(Draft V.2.5 / 31st March 2020)*. <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/a547839e-c8ef-4a0d-b4f5-0cb877cdd17e/details>

KONTAKT

Dr. Alexander Kämpfe
Umweltbundesamt
Fachgebiet II 3.2 „Schwimm- und Badebeckenwasser,
chemische Analytik“
Heinrich-Heine-Straße 12
08645 Bad Elster

[UBA]

Phthalate und der Ersatzstoff DINCH – Die wichtigsten Ergebnisse aus HBM4EU

Phthalates and the substitute DINCH – Main findings from HBM4EU

ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen der europäischen Human-Biomonitoring-Initiative (HBM4EU) wurden aktuelle harmonisierte Daten zur körperlichen Belastung von Kindern und Jugendlichen mit Phthalat-Weichmachern und dem alternativen Weichmacher DINCH in Europa gewonnen. Zwischen den Ländern und europäischen Regionen wurden Unterschiede in der Belastung festgestellt. Ein Vergleich der HBM-Ergebnisse mit im Projekt abgeleiteten toxikologischen Beurteilungswerten zeigt, dass die Belastung trotz bestehender Regulierungen immer noch zu hoch ist. Bei Betrachtung der gleichzeitigen Belastung mit verschiedenen Phthalaten konnte für 17 Prozent der Teilnehmenden ein gesundheitliches Risiko nicht mit ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden. Weitere Meilensteine von HBM4EU waren der Aufbau eines Labornetzwerks zur Analytik der Stoffe, eine Zeittrendanalyse, die Identifizierung von Expositionsquellen sowie Effektbiomarkern und die Untersuchung beruflich Exponierter. Die Ergebnisse ermöglichen die Beantwortung politikberatungsrelevanter Fragen sowie eine Einschätzung der Effektivität bestehender Regulierungen.

ANTJE GEROFKE,
PETRA APEL, ROSA
LANGE, NINA VOGEL,
PHILLIPP SCHMIDT,
TILL WEBER, MARIKE
KOLOSSA-GEHRING

ABSTRACT

As part of the European Human Biomonitoring Initiative (HBM4EU), up-to-date harmonised data on the body burdens of children and teenagers for the plasticizers phthalates and DINCH in Europe were obtained. Differences in exposure were found between countries and also European regions. A comparison of the HBM results with toxicological assessment values derived in the project shows that exposure is still too high despite existing regulations. When considering exposure to several phthalates at the same time, a health risk could not be excluded with sufficient certainty for 17 percent of the participants. Further milestones of HBM4EU were the establishment of a laboratory network for the analysis of the substances, a time trend analysis, the identification of exposure sources as well as effect biomarkers and the investigation of occupationally exposed persons. The results make it possible to answer policy related questions and to assess the effectiveness of existing regulations.

EINLEITUNG

Die Europäische Human-Biomonitoring-Initiative (HBM4EU) begann im Jahr 2017 und wurde im Juni 2022 abgeschlossen. Als Projekt der Europäischen Union (EU) an der Schnittstelle zwischen Wissenschaft und

Politikberatung war es von der Planungsphase an darauf ausgerichtet, neue wissenschaftliche Erkenntnisse zur Verbesserung der Chemikalien-, Gesundheits- und Umweltpolitik zu generieren. Ein Hauptziel war es, die Belastung der EU-Bevölkerung mit den von HBM4EU-Partnerländern und



Quelle: hayo / Fotolia.

EU-Institutionen als prioritär für die Beantwortung offener politikberatungsrelevanter Fragen bewerteten Umweltschadstoffen zu erfassen sowie dadurch bedingte potenzielle gesundheitliche Auswirkungen auf die europäische Bevölkerung zu ermitteln. HBM4EU war ein gemeinsames Projekt von 30 Ländern und der Europäischen Umweltagentur (European Environment Agency, EEA) unter Leitung des Umweltbundesamtes (UBA). Eine Ko-Finanzierung des Projektes erfolgte durch die EU (Kolossa-Gehring et al., 2022).

Beim sogenannten Human-Biomonitoring (HBM) wird die Belastung gegenüber Schadstoffen ermittelt, indem humanbiologisches Material wie Urin, Blut oder Haare auf diese oder ihre Abbauprodukte (Metaboliten) untersucht wird. Der Vorteil des HBM ist es, dass Einträge aus allen möglichen Belastungsquellen und damit die Gesamtbelastung des Menschen erfasst werden. Eine gesundheitliche

Bewertung kann unter Verwendung von toxikologisch begründeten Beurteilungswerten erfolgen (Angerer et al., 2011; Apel et al., 2017; Apel et al., 2022).

Die Substanzgruppe der Phthalate sowie der Phthalatersatzstoff 1,2-Cyclohexandicarbonsäure-di-isononylester (DINCH) gehörten zu denjenigen Stoffen, die im Rahmen von HBM4EU als prioritär zu untersuchen identifiziert wurden (Ougier et al., 2021). Für diese Substanzen waren zuvor von EU-Institutionen und den Partnerländern politikberatungsrelevante Fragen festgelegt worden, die im Laufe des Projektes beantwortet werden sollten. Diese Fragen sowie Informationen zum Gefährdungspotential, zur Exposition, zur Regulierung und den in HBM4EU geplanten Aktivitäten zur Beantwortung der Fragen wurden in sogenannten „[Scoping-Dokumenten](#)“ zusammengestellt (HBM4EU, 2022a). Nach einer Einführung

mit grundsätzlichen Informationen über die Stoffgruppe werden die politikberatungsrelevanten Fragen zu Harmonisierung, Exposition und Gesundheitsrelevanz beantwortet. Im Ausblick wird der identifizierte Forschungs- und Handlungsbedarf aufgezeigt.

PHTHALATE UND DER ERSATZSTOFF DINCH

Phthalate (genauer Orthophthalate, die weitere Bezeichnung basiert auf der Anzahl, Länge und Art der Alkyl-/Arylgruppen im Molekül) und der Ersatzstoff DINCH sind eine Gruppe von Weichmachern mit einem jährlichen Produktionsvolumen von einigen Millionen Tonnen. Eingesetzt werden sie in großem Umfang vorwiegend bei der Herstel-

lung von PVC-Kunststoffen, um diese weich und flexibel zu machen sowie unter anderem in Körperpflegeprodukten.

Im Rahmen des HBM werden die Metaboliten der entsprechenden Weichmacher-Verbindungen im Urin gemessen. **TABELLE I** gibt einen Überblick über in diesem Artikel behandelte Weichmacher.

Einige der Phthalate können eine Reihe von gesundheitsschädlichen Effekten im Labor-tier und im Menschen hervorrufen. Zu den bedeutsamsten gehören die endokrinen und reproduktionstoxischen Wirkungen (Deutsche HBM-Kommission, 2011; EFSA, 2019). So lösen zum Beispiel Butylbenzylphthalat (BBzP), Di-n-butylphthalat (DnBP), Di-iso-butylphthalat (DiBP) und Di(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP) nachweislich in der Ratte bereits bei niedrigen Dosen das sogenannte

TABELLE I
 In diesem Artikel be-
 handelte Weichmacher
 (Phthalate und Ersatz-
 stoffe).

WEICHMACHER AKRONYM	LANGNAME	CAS-NUMMER
PHTHALATE (ORTHOPHTHALATE)		
BBzP*	Butylbenzylphthalat	85-68-7
DCHP*	Dicyclohexylphthalat	84-61-7
DEHP*	Di(2-ethylhexyl)phthalat	117-81-7
DEP*	Diethylphthalat	84-66-2
DiBP*	Di-iso-butylphthalat	84-69-5
DiDP*	Di-iso-decylphthalat	26761-40-0; 68515-49-1
DiNP*	Di-iso-nonylphthalat	28553-12-0
DMP**	Dimethylphthalat	131-11-3
DnBP*	Di-n-butylphthalat	84-74-2
DnOP*	Di-n-octylphthalat	117-84-0
DnPeP*	Di-n-pentylphthalat	131-18-0
DPHP**	Di(2-propylheptyl)phthalat	53306-54-0
ERSATZSTOFFE		
DINCH*	1,2-Cyclohexandicarbonsäure- di-isononylester	166412-78-8
DEHTP**	Di-2-ethylhexylterephthalat	6422-86-2

* im Rahmen der sog. HBM4EU Aligned Studies (siehe unten) analysiert

** im Rahmen der Zeittrendstudie (Vogel et al., 2023a) analysiert; DPHP wurde auch in beruflich Exponierten untersucht

Phthalat-Syndrom aus, das verschiedene Fehlbildungen der Fortpflanzungsorgane und Unfruchtbarkeit umfasst (Deutsche HBM-Kommission, 2011; National Research Council, 2008). Kumulative Gesundheitseffekte wurden sowohl für Phthalate untereinander (Howdeshell et al., 2017) als auch für Phthalate zusammen mit anderen endokrin wirksamen Substanzen nachgewiesen (Rider et al., 2010; Howdeshell et al., 2017; Kortenkamp et al., 2022).

Im Rahmen der Europäischen Chemikalienverordnung (REACH) sind viele als fortpflanzungsgefährdend (Repr. 1B) eingestufte Phthalate als solche und in Gemischen, die für Verbraucher und Verbraucherinnen bestimmt sind, beschränkt. Auch in Gebrauchsgegenständen für Verbraucher und Verbraucherinnen sind einige Phthalate beschränkt. Aufgrund ihrer Einstufung als fortpflanzungsgefährdende Stoffe und als endokrine Disruptoren wurden bestimmte Phthalate als besonders besorgniserregende Stoffe (substances of very high concern, SVHC Stoffe) identifiziert (ECHA, 2022).

DINCH kam 2002 als Ersatzstoff für einige reproduktionstoxische Phthalate auf den Markt. DINCH ist in der EU nicht als reproduktionstoxisch und nicht als endokrin wirksam eingestuft. Im Tierversuch an Ratten wurden erst bei hohen Dosierungen Effekte auf die Niere festgestellt (EFSA, 2006).

Eine Aufnahme von Phthalaten und DINCH kann oral, dermal oder inhalativ erfolgen. Da sie nicht fest an das Kunststoffpolymer gebunden sind, können sie leicht ausgasen und sind überall verbreitet. Eine Exposition kann daher über die Umweltmedien erfolgen. Die Ausscheidung erfolgt relativ rasch über die Nieren (Deutsche HBM-Kommission, 2011).

REGULIERUNG

Mit Stand März 2023 sind 14 Phthalate im REACH Zulassungsverfahren (Annex XIV Verordnung (EG) Nr. 1907/2006, REACH-Verordnung). Für diese vierzehn Phthalate gilt, dass sie in der EU nicht ohne Zulassung für bestimmte Verwendungszwecke

eingesetzt werden dürfen (darunter z.B. DEHP, BBzP, DiBP und DiNP).

In Anhang XVII Nr. 51 und Nr. 52 derselben Verordnung ist die Verwendung einiger Phthalate auf dem EU-Markt in Spielzeug und Babyartikeln beschränkt. Sie dürfen nicht als Stoffe oder Gemische in Konzentrationen von mehr als 0,1 Gewichtsprozent des weichmacherhaltigen Materials verwendet werden. Dies gilt für DEHP, DiBP, DnBP und BBzP in Spielzeug und Babyartikeln (Nr. 51) sowie für DiNP, Di-iso-decylphthalat (DiDP) und Di-n-octylphthalat (DnOP) in Spielzeug und Babyartikeln, die von Kindern in den Mund genommen werden können (Nr. 52). Die Beschränkung von DEHP, DnBP, BBzP und DiBP wurde im Jahr 2020 auf Verbraucherprodukte ausgeweitet (Verordnung (EU) Nr. 2018/2005). Die Europäische Chemikalienagentur ECHA hat eine Bewertung des weiteren Regelungsbedarfs für Orthophthalate veröffentlicht (ECHA, 2021). Demnach plant die ECHA, eine Gruppenbeschränkung für fortpflanzungsgefährdende Orthophthalate mit vier bis sechs Kohlenstoffatomen (C4-C6-Phthalate) auszuarbeiten. Die Verwendung von Phthalaten, die als fortpflanzungsgefährdend eingestuft sind, ist in Kosmetika verboten. Ausnahmen hiervon sind jedoch möglich (Art. 15 Verordnung (EG) Nr. 1223/2009 über kosmetische Mittel). In Verordnung (EU) Nr. 10/2011 über Materialien und Gegenstände aus Kunststoff, die dazu bestimmt sind, mit Lebensmitteln in Berührung zu kommen, sind stoffspezifische Migrationsgrenzwerte für Weichmacher gelistet, die in der Europäischen Union eingesetzt werden dürfen. Von der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (European Food Safety Authority, EFSA) wurden für die Verwendung in Lebensmittelkontaktmaterialien tolerierbare tägliche Aufnahmemengen (TDIs) festgelegt, darunter für die Phthalate DnBP, BBzP, DEHP, DiNP und DiDP (EFSA, 2019) sowie für DINCH (EFSA, 2006). Darüber hinaus bestehen weitere Regulierungen für Phthalate, zum Beispiel für die Verwendung in Elektro- und Elektronikgeräten.

HARMONISIERUNG

Welches sind die empfindlichsten, zuverlässigsten und kostengünstigsten Methoden und Biomarker zur Messung von Phthalaten und DINCH?

Zur Messung der Biomarker wurden zwei Methoden als geeignet bewertet: Gaschromatographie mit Tandem-Massenspektrometrie-Kopplung (GC-MS-MS) zur Messung der Di(2-propylheptyl)phthalat (DPHP)-Metaboliten und Flüssigchromatographie-Tandem-Massenspektrometrie (LC-MS-MS) für alle anderen Metaboliten. Für alle Verbindungen wurde Urin als geeignete Matrix ausgewählt. Ein wichtiger Meilenstein war die Durchführung eines Qualitätssicherungs-/Qualitätskontrollprogramms mit dem Ziel eine europäische Datenbank von Kandidatenlabors zu erstellen, welche für die Analyse von Expositions-Biomarkern gleichermaßen qualifiziert sind. Dieses Programm wurde für ein Teilprojekt, die HBM4EU Aligned Studies (siehe unten) für 15 priorisierte Phthalat- und zwei DINCH-Metaboliten umgesetzt. Durch HBM4EU hat sich die Zahl derjenigen Labore, die diese Metaboliten analysieren können, beträchtlich erhöht.

Zur Harmonisierung der Rekrutierung von Probanden und Probandinnen, der Probenahme sowie der Fragebogenerstellung und -verwendung, wurde ein Konzept für ein Studienprotokoll entwickelt. Ein stoffspezifischer Fragebogen für Phthalate und Ersatzstoffe zur Erfassung aller erforderlichen Informationen zu den Teilnehmenden (wie z. B. individuelle soziodemografische, Ernährungs- und Lebensstil-Faktoren) ermöglicht die Charakterisierung und Ermittlung möglicher Expositionspfade und -quellen.

Die europaweite HBM-Studie – die sogenannten HBM4EU Aligned Studies – setzt sich aus nationalen HBM-Studien der verschiedenen Partnerländer zusammen, die aufgrund zuvor festgelegter Kriterien harmonisiert wurden, sodass die Expositionsdaten vergleichbar sind (Gilles et al., 2021). Für die Gruppe der Phthalate und den Ersatzstoff

DINCH wurden Expositionsdaten für den Zeitraum 2014 bis 2021 für zwei Altersgruppen erfasst: Kinder (6–11 Jahre) sowie Jugendliche (12–18 Jahre). Für Kinder wurden Proben aus zwölf Ländern gesammelt, die 2.880 Personen repräsentieren, für Jugendliche Proben aus elf Ländern, die 2.799 Personen repräsentieren. Die chemische Analyse der Biomarker in den HBM4EU Aligned Studies wurde einer Qualitätskontrolle unterzogen (Esteban et al., 2021; Mol et al., 2022).

Durch die relativ große Zeitspanne des Probenahmezeitraums können „Zeittrendeffekte“ nicht ausgeschlossen werden. In zahlreichen HBM-Studien konnte eine deutliche Abnahme der Konzentrationen der meisten stärker regulierten Phthalate in den letzten 10 bis 20 Jahren festgestellt werden (z. B. Vogel et al., 2023a). Dies sollte bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

EXPOSITION

Wie hoch ist die derzeitige Exposition der EU-Bevölkerung gegenüber Phthalaten?

ALLGEMEINBEVÖLKERUNG

Im Rahmen der HBM4EU Aligned Studies wurden Metaboliten von zehn Phthalaten (BBzP, DEHP, DEP, DiBP, DiDP, DiNP, DnBP, DCHP, DnPeP und DnOP) und dem Ersatzstoff DINCH analysiert. Die Metaboliten der meisten Phthalate und DINCH konnten in der überwiegenden Mehrheit der Proben – zwischen 65 und 100 Prozent – nachgewiesen werden. Die ermittelten Medianwerte (P50) für Kinder und Jugendliche für ausgewählte Phthalate sind in TABELLE 2 dargestellt.

TABELLE 2

Gegenwärtige Belastung von Kindern und Jugendlichen gegenüber Phthalaten und DINCH (P50-Werte der Metabolitkonzentrationen in µg/L) aus den HBM4EU Aligned Studies (Vogel et al., 2023b).

	KINDER	JUGENDLICHE
	P50 [µg/L] METABOLIT(EN)	P50 [µg/L] METABOLIT(EN)
BBzP	3,6	2,71
DEHP	33,5	28,4
DEP	22,7	37,9
DiBP	26,7	24,4
DiDP	1,87	1,94
DiNP	8,5	5,16
DnBP	21,4	24,8
DINCH	3,4	2,4

Darüber hinaus wurde im Rahmen von HBM4EU ein [HBM-Dashboard](#) (HBM4EU, 2022b) erstellt und aktualisiert. Dort können aggregierte Daten aus 33 bestehenden HBM-Studien, in denen Phthalate und DINCH gemessen wurden, online eingesehen werden.

Gibt es Unterschiede in der Exposition zwischen den Ländern und/oder europäischen Regionen?

Für Kinder und Jugendliche wurden Studien aus zwölf beziehungsweise elf Ländern verglichen. Der Lage entsprechend wurden die Länder den vier europäischen Regionen: Nord-, Süd-, Ost- und Westeuropa zugeordnet.

Länderunterschiede in der inneren Exposition wurden sowohl für Kinder als auch für Jugendliche festgestellt. Dabei variierte die mittlere Phthalatbelastung zwischen den Ländern bis zu einem Faktor von 9, das heißt für ein gegebenes Phthalat war die Exposition in der Studie mit dem höchsten ermittelten Wert neunmal so hoch wie in derjenigen Studie mit dem niedrigsten ermittelten Wert. Dies zeigt, wie wichtig europaweite HBM-Studien sind, um eine angemessene Datenlage für EU-weite Regulierung und deren Kontrolle zu bekommen.

Auf Grundlage der HBM4EU Aligned Studies für Kinder weisen Frankreich, Italien und Griechenland im Vergleich zum europäischen Durchschnitt die höchsten Belastungen (geometrisches Mittel) mit Phthalaten und DINCH auf, während Kinder in Dänemark, Ungarn und den Niederlanden die niedrigsten Konzentrationen aufweisen. Bei Jugendlichen sind die Teilnehmenden aus Frankreich, der Slowakei und Norwegen am stärksten (geometrisches Mittel) und die aus Belgien, Polen und Deutschland am wenigsten mit Phthalaten und DINCH belastet (Vogel et al., 2023b).

Um die Ergebnisse der Expositionserfassung für ein breiteres Publikum leicht zugänglich zu machen, wurden sogenannte HBM-Indikatoren für Phthalate und DINCH abgeleitet (Gerofke et al., 2022). In [ABBILDUNG 1](#) ist der Ergebnisindikator für BBzP in Kindern für die geographischen Unterschiede dargestellt. Die Länder einer Region sind in der gleichen Farbe dargestellt (Norden: Blau, Osten: Grün, Süden: Orange, Westen: Gelb).

Expositionsunterschiede zwischen den Regionen wurden für die meisten der in den HBM4EU Aligned Studies untersuchten Phthalate und DINCH festgestellt. Insgesamt weisen die regionalen Unterschiede bei Kindern auf ein komplexes Ergebnismuster hin (Vogel et al., 2023b).

Welche Gruppen sind besonders hoch belastet?

Für die meisten Phthalate und DINCH werden in den HBM4EU Aligned Studies höhere Belastungen bei Kindern als bei Jugendlichen gefunden.

In Analysen von in allen europäischen Regionen und Israel seit 2005 durchgeführten HBM-Studien wurden Altersunterschiede beobachtet, wobei die untersuchten Personen zwischen 3 und 60+ Jahre alt waren. So sind beispielsweise Kinder höher mit DnBP belastet als Jugendliche und diese wiederum höher als Erwachsene (Vogel et al., 2023c).

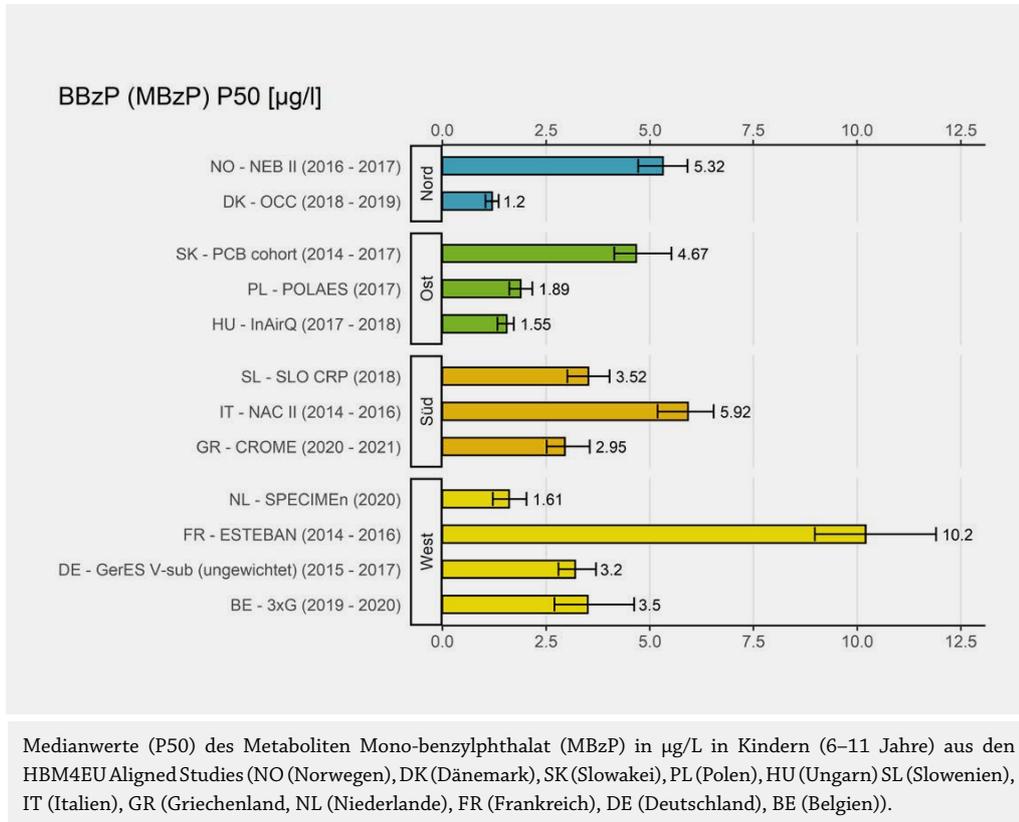


ABBILDUNG I
Länderunterschiede in der Exposition gegenüber BBzP.

Ergebnisse über einen möglichen Einfluss des Geschlechts auf die Belastung sowie zu möglichen Zusammenhängen zwischen innerer Exposition und Bildungsstand der Haushaltsmitglieder werden derzeit ausgewertet und in Kürze veröffentlicht.

BERUFLICH EXPONIERTE

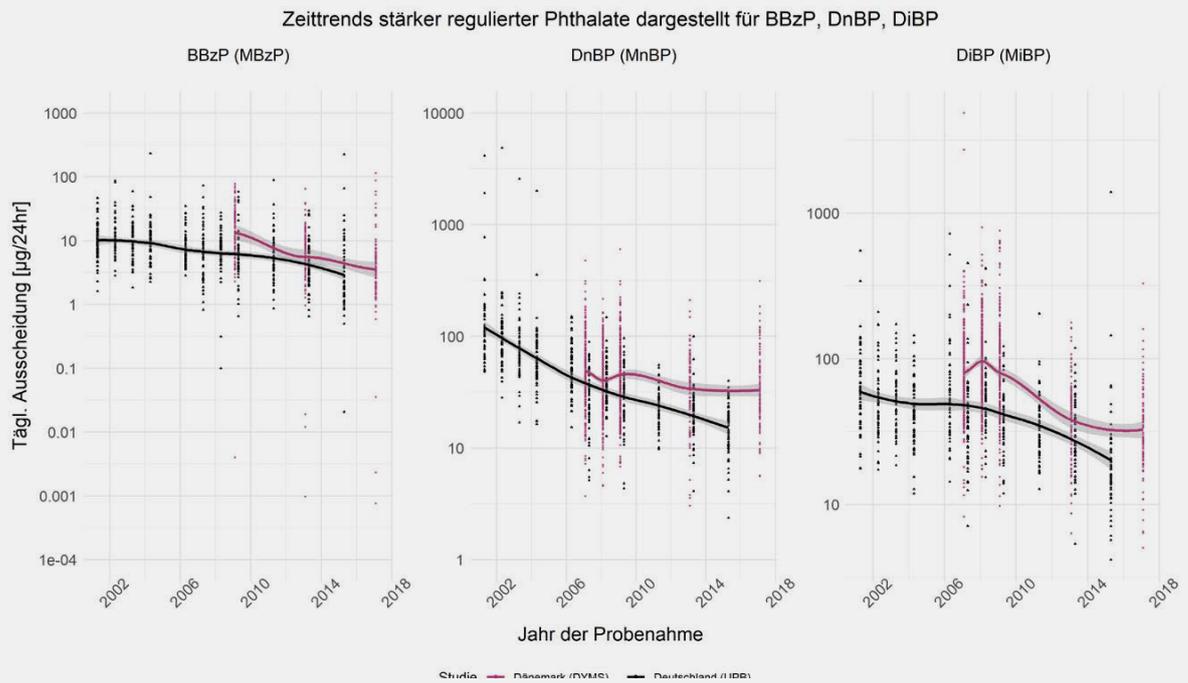
Eine Literaturstudie zur beruflichen Phthalatexposition wurde für die Phthalate DiNP, DiDP und DPHP durchgeführt. Diese Stoffe haben eine weite Verbreitung bei der Herstellung von Kunststoffprodukten und ihre Verwendung unterliegt noch keiner umfassenden Einschränkung. Für alle drei untersuchten Phthalate ergab der Vergleich mit toxikologischen Beurteilungswerten für beruflich Exponierte, dass die ermittelte Exposition bei Einzelstoffbetrachtung nach derzeitigem Kenntnisstand gesundheitlich unbedenklich ist (HBM4EU, 2022c).

In der HBM4EU Elektroschrott-Studie (E-waste study) wurde die berufsbedingte Exposition auch gegenüber Phthalaten bei Arbeitnehmenden untersucht. Die Ergebnisse werden in Kürze veröffentlicht.

ZEITRENDS

Gibt es unterschiedliche zeitliche Trends für im Rahmen von REACH hinsichtlich Beschränkungen und Zulassungspflicht nicht regulierte und unterschiedlich stark regulierte Phthalate und die im Rahmen von REACH nicht regulierten Ersatzstoffe DINCH und DEHTP? Wie wirksam waren verschiedene Schritte zur Eindämmung?

Vogel et al. (2023a) analysierten Zeittrendstudien aus Dänemark und Deutschland und fanden sinkende Konzentrationen seit den 2000er Jahren für die stärker regulierten



MBzP: Mono-benzylphthalat; MiBP: Mono-iso-butylphthalat; MnBP: Mono-n-butylphthalat.

ABBILDUNG 2
 Zeittrends der Metaboliten ausgewählter stärker regulierter Phthalate (BBzP, DnBP und DiBP). Dargestellt sind die Ergebnisse aus Dänemark (Danish Young Man Study (DYMS)) und aus Deutschland (Umweltprobenbank des Bundes (UPB)) (modifiziert nach Vogel et al. 2023a).

Phthalate DEHP, BBzP, DnBP und DiBP (mit einem jährlichen Rückgang von bis zu 17%; **ABBILDUNG 2**) und stabile Konzentrationen für die anders regulierten Phthalate DiNP und DiDP/DPHP, die als Substitute für DEHP, DnBP, BBzP und DiBP eingesetzt werden.

Die zeitlichen Trends seit 2006 für die nicht regulierten Phthalate DEP und DMP zeigen einen jährlichen Rückgang um etwa 17 Prozent, während für die Ersatzstoffe DINCH und DEHTP ein starker Anstieg festzustellen ist (**ABBILDUNG 3**).

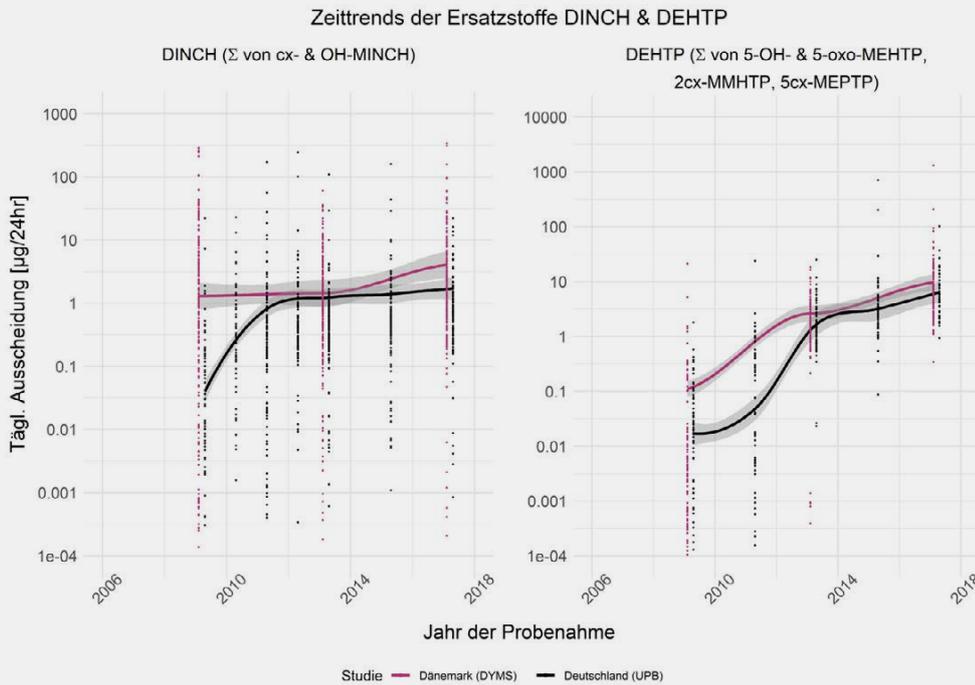
Für die stark regulierten Phthalate verdeutlichen die Daten aus den Zeittrendanalysen der dänischen und deutschen Proben die Wirksamkeit regulatorischer Maßnahmen. Auf der anderen Seite zeigt sich für die im Rahmen von REACH nicht regulierten Ersatzstoffe DEHTP und DINCH ein Trend zunehmender Konzentrationen.

EXPOSITIONSQUELLEN/ DETERMINANTEN

Welches sind die wichtigsten Expositionsquellen und die Gründe für die unterschiedliche Exposition gegenüber Phthalaten und DINCH?

Die Hauptexpositionsquelle für Phthalate und DINCH ist wahrscheinlich die Aufnahme über Lebensmittel (aus Lebensmittelkontaktmaterialien). Auch die tägliche Verwendung von Körperpflege- und Kosmetikprodukten sind wichtige Belastungsquellen. Je nach den Eigenschaften des Phthalats können auch andere Quellen, wie zum Beispiel Staub in Innenräumen und die Aufnahme durch Verschlucken oder Einatmen in der Gas- und Partikelphase zur Gesamtbelastung beitragen.

Vorläufige Ergebnisse zu wichtigen gemeinsamen Belastungsquellen von Kindern und Jugendlichen anhand der HBM4EU-Daten



OH-MINCH: Cyclohexan-1,2-dicarbonsäure-mono-hydroxyisononylester; cx-MINCH: Cyclohexan-1,2-dicarbonsäure-mono-carboxy-isooctylester; 5-OH-MEHTP: 1,4-Benzoldicarbonsäure-mono-(2-ethyl-5-hydroxy-hexyl)-ester; 5oxo-MEHTP: 1,4-Benzoldicarbonsäure-mono-(2-ethyl-5-oxo-hexyl)-ester; 2cx MMHTP: 1,4-Benzoldicarbonsäure-mono-(2-carboxyl-methyl-hexyl)-ester; 5 cx-MEPTP: 1,4-Benzoldicarbonsäure-mono-(2-ethyl-5-carboxyl-pentyl)-ester.

sind: Fast Food, Lebensmittelverpackungen aus Plastik, PVC-Böden sowie Kosmetika und Hygieneprodukte (Parfüms, Augen-Make-up, Körperlotionen).

GESUNDHEITSRELEVANZ

HBM-BEURTEILUNGSWERTE UND GESUNDHEITLICHE BEWERTUNG DER EXPOSITIONSDATEN

Lassen sich EU-weite HBM-Beurteilungswerte für einzelne Stoffe ableiten? Ist die Exposition gegenüber Phthalaten und DINCH für die Allgemeinbevölkerung von gesundheitlicher Bedeutung?

Im Rahmen von HBM4EU wurde ein gemeinsames Konzept für die Ableitung von gesundheitsbezogenen Beurteilungswerten entwickelt (Apel et al., 2020). Die sogenannten „Human biomonitoring guidance values“ (HBM-GVs) können direkt mit den erhobenen Messwerten verglichen werden und erlauben so eine einfache und anwenderfreundliche toxikologische Beurteilung (Apel et al., 2022). HBM-GVs wurden für die Allgemeinbevölkerung und für Arbeitnehmer und Arbeitnehmerinnen abgeleitet. Dabei stellen die für die Allgemeinbevölkerung abgeleiteten HBM-GVs (HBM-GV_{GenPop}) die Konzentration eines Stoffes oder seiner spezifischen Metaboliten dar, bei der nach derzeitigem Stand des Wissens für die Wirkung des Einzelstoffes kein Risiko einer

ABBILDUNG 3
 Zeittrends der Metaboliten der Weichmacher Ersatzstoffe DINCH und DEHTP. Daten aus Dänemark (Danish Young Man Study (DYMS)) und Deutschland (Umweltprobenbank des Bundes (UPB)) (modifiziert nach Vogel et al., 2023a)

Tabelle 3
 Human Biomonitoring
 Guidance Values für die
 Allgemeinbevölkerung
 (HBM-GV_{GenPop}) für
 ausgewählte Phthalate
 und den Ersatzstoff
 DINCH.

	BIOMARKER	HBM-GV _{GENPOP} IN µg/L ¹	
		KINDER ²	ERWACHSENE (INKL. JUGENDLICHE AB 14 JAHREN) ³
DEHP	∑ 5-oxo-MEHP + 5-OH-MEHP	340	500
	∑ 5-cx-MEPP + 5-OH-MEHP	380	570
DnBP	MnBP	120	190
DiBP	MiBP	160	230
BBzP	MBzP	2.000	3.000
DPHP	∑ oxo-MPHP + OH-MPHP	330	500
DINCH	∑ OH-MINCH + cx-MINCH	3.000	4.500

1 gerundeter Wert; 2 Kinder im Alter von 6–13 Jahren; 3 beinhaltet Frauen im gebärfähigen Alter

5-oxo-MEHP: 5oxo-Mono(2-ethylhexyl) phthalat; 5-OH-MEHP: 5OH-Mono(2-ethylhexyl)phthalat; 5-cx-MEPP: Mono(2-ethyl-5-carboxy-pentyl) phthalate; MnBP: Mono-n-butylphthalat; MiBP: Mono-iso-butylphthalat; MBzP: Mono-benzylphthalat; oxo-MPHP: Oxo-Monopropylheptylphthalat; OH-MPHP: Hydroxy-Monopropylheptylphthalat; OH-MINCH: Cyclohexan-1,2-dicarbon säure-mono-hydroxyisononylester; cx-MINCH: Cyclohexan-1,2-dicarbon säure-mono-carboxy-isooctylester

gesundheitlichen Beeinträchtigung zu erwarten ist und folglich kein Handlungsbedarf auf Einzelstoffebene besteht. Die HBM-GVs entsprechen den HBM-I-Werten der deutschen Human-Biomonitoring-Kommission (Angerer et al., 2011; Apel et al., 2017).

HBM-GVs wurden für fünf Phthalate (DEHP, DnBP, DiBP, BBzP und DPHP) und für den Phthalat-Ersatzstoff DINCH abgeleitet, siehe TABELLE 3 (Lange et al., 2021). Für Kinder und Erwachsene, einschließlich Jugendlicher, wurden unterschiedliche Werte festgelegt.

Der Vergleich mit den Expositionswerten aus den HBM4EU Aligned Studies zeigt, dass die Belastungen von bis zu 4 Prozent der europäischen Kinder und Jugendlichen die HBM-GVs überschreiten. Der größte Anteil der HBM-GV-Überschreitungen betrifft die Exposition gegenüber DnBP und DiBP, in geringerem Maße wird aber auch der HBM-GV für DEHP überschritten. Für den Ersatzstoff DINCH gab es in den Aligned Studies keine Überschreitungen der HBM-GVs.

Wie können kumulative Risiken von Phthalaten und anderen antiandrogenen Substanzen hinsichtlich ihrer gesundheitlichen Relevanz bewertet werden? Sind ihre Mischungseffekte relevant für die Regulierung?

Da eine gleichzeitige Exposition gegenüber vielen Phthalaten möglich/wahrscheinlich ist und viele Phthalate nachweislich additiv wirken, wurde eine Risikobewertung für eine Mischung von fünf Phthalaten (DEHP, DnBP, DiBP, BBzP, DiNP) anhand der Expositionsdaten aus den HBM4EU Aligned Studies durchgeführt. Die Auswahl dieser Phthalate erfolgte aufgrund ihrer reproduktionstoxischen Eigenschaften und ihres gemeinsamen Vorkommens in europäischen Teilpopulationen. Die Analyse ergab, dass für etwa 10 Prozent der europäischen Kinder und 7 Prozent der Jugendlichen eine gesundheitliche Gefährdung durch die Exposition gegenüber diesen fünf Phthalaten nach heutigem Wissensstand nicht mit ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden kann. Bei der traditionellen

Risikobewertung von Einzelstoffen wäre dies unbemerkt geblieben. Diese Ergebnisse unterstreichen die Wichtigkeit der Einbeziehung von Gemischen in die Regulierungspraxis (Lange et al., 2022).

VERKNÜPFUNG VON EXPOSITION UND GESUNDHEITLICHER WIRKUNG

Im Rahmen von HBM4EU wurde eine umfassende Literaturrecherche zur Identifizierung bereits bekannter Effektbiomarker durchgeführt. Unter dem Begriff Effektbiomarker werden beobachtbare und quantifizierbare Veränderungen in einem Organismus zusammengefasst, die aus der Exposition gegenüber Schadstoffen resultieren. Diese biologischen Änderungen können mit dem Entstehen von Krankheiten einhergehen (HBM4EU, 2022d). Bezüglich der Phthalate gibt es zum Beispiel Effektbiomarker, die untersucht werden können, um Hinweise auf eine negative Beeinflussung der Entwicklung des Nervensystems, der sexuellen Reifung, der Hodenfunktion, des Stoffwechsels und des Body-Mass-Index (BMI) sowie des Immunsystems zu erhalten.

Eine Strategie für die Auswahl von Effektbiomarkern, die mit mechanistischen Informationen (z. B. Adverse Outcome Pathways, AOPs), gesundheitlichen Auswirkungen und Expositionszeiträumen (z. B. Biomarker für reproduktive Wirkungen im Zusammenhang mit der Phthalatexposition bei Kindern/Jugendlichen) untermauert werden, wurde mittlerweile publiziert (Baken et al., 2019).

FAZIT UND AUSBLICK

HBM4EU hat wesentlich dazu beigetragen, eine Reihe für die Chemikalienpolitik bedeutender Datenlücken zu schließen. Gleichzeitig hat HBM4EU weiteren Forschungs- und Handlungsbedarf identifiziert.

HBM4EU hat gezeigt, dass trotz umfangreicher Regulierung ein nennenswerter Teil der Kinder und Jugendlichen in Europa noch so hoch mit Phthalaten belastet ist, dass gesundheitliche Wirkungen nicht mit

ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden können. Dies gilt insbesondere, wenn man die Mehrfachbelastungen in die Bewertung einbezieht.

Ersatzstoffe, die für die streng regulierten fortpflanzungsgefährdenden Phthalate verwendet werden, sollten in HBM-Studien zukünftig verstärkt untersucht werden. Sie werden in großen Mengen eingesetzt und gelangen auf den gleichen Wegen in den menschlichen Körper, allerdings sind sie bisher weit weniger gut toxikologisch untersucht als die mittlerweile regulierten Phthalate.

Weitere gezielte Humanstudien zur Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Exposition und gesundheitlichen Folgen wären hilfreich, um das Verständnis einer Kausalität zwischen Exposition und gesundheitlichen Auswirkungen zu erweitern.

Risikobewertungen für Mischungen von Phthalaten sind unerlässlich. Dabei stehen die Weiterentwicklung, Testung und Einbeziehung der Methodik für reale Mischungseffekte in den Regulierungsprozess im Vordergrund. Konventionen für die Integration von Mischungseffekten in regulatorische Risikobewertungen sind dabei zwingend notwendig, zum Beispiel die Anwendung eines Mischungsbewertungsfaktors.

Eine weitere Aufklärung von Belastungsquellen und -zusammenhängen ist erforderlich – auch, um Vorschläge zur Belastungsminderung so passgenau wie möglich zu gestalten. Gezielte Studien, wie zum Beispiel Lebensmittel-Duplikat-Studien könnten hierzu einen Beitrag leisten.

Die Gruppe der Phthalate, die aufgrund ihrer chemischen Struktur gesundheitlich bedenklich sind oder sein könnten, ist groß. Adverse Outcome Pathway (AOP)-Arbeiten könnten dazu beitragen, die Wirkungsmechanismen besser zu verstehen und über mögliche Notwendigkeiten für weitere Regulierungen einer größeren Gruppe von Verbindungen auf der Grundlage eines erweiterten mechanistischen Verständnisses entscheiden zu können.

Trotz der beobachteten rückläufigen Trends ist die Exposition europäischer Kinder und

Jugendlicher nach wie vor gesundheitlich bedenklich. Deshalb ist ein kontinuierliches Human-Biomonitoring sowohl für regulierte als auch für nicht regulierte Phthalate erforderlich, um zu prüfen, wie sich die bestehenden Regulierungen im Zeitverlauf bewähren und um gegebenenfalls die Notwendigkeit zusätzlicher Maßnahmen aufzuzeigen, um die Bevölkerung sicher vor gesundheitlichen Auswirkungen zu schützen. ●

LITERATUR

- Angerer, J., Aylward, L. L., Hays, S. et al. (2011). Human biomonitoring assessment values: approaches and data requirements. *Int J Hyg Environ Health*, 214(5), 348–360. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.06.002>
- Apel, P., Lamkarkach, F., Lange, R. et al. (2022). Human biomonitoring guidance values (HBM-GVs) for priority substances under the HBM4EU initiative – New values derivation for deltamethrin and cyfluthrin and overall results. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 248, 114097. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.114097>
- Apel, P., Rousselle, C., Lange, R. et al. (2020). Human biomonitoring initiative (HBM4EU) – Strategy to derive human biomonitoring guidance values (HBM-GVs) for health risk assessment. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 230, 113622. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113622>
- Apel, P., Angerer, J. & Wilhelm M (2017). New HBM values for emerging substances, inventory of reference and HBM values in force, and working principles of the German Human Biomonitoring Commission. *Int J Hyg Environ Health*, 220(2 Pt A), 152–166. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2016.09.007>
- Baken, K. A., Lambrechts, N., Remy, S. et al. (2019). A strategy to validate a selection of human effect biomarkers using adverse outcome pathways: Proof of concept for phthalates and reproductive effects. *Environmental Research*, 175, 235–256. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.05.013>
- Deutsche HBM Kommission (2011): Stoffmonographie für Phthalate – Neue und aktualisierte Referenzwerte für Monoester und oxidierte Metabolite im Urin von Kindern und Erwachsenen. Stellungnahme der Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes. *Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz*, 54(6), 770-85. <https://doi.org/10.1007/s00103-011-1278-1>
- ECHA – European Chemicals Agency. (2022). List of substances of very high concern. Abgerufen am 18. Januar 2023 von <https://www.echa.europa.eu/candidate-list-table>
- ECHA – European Chemicals Agency. (2021). Assessment of regulatory needs. Group: ortho phthalates. Abgerufen am 18. Januar 2023 von <https://echa.europa.eu/documents/10162/7f9f20fe-a7db-f9bf-6535-f68b2f84d396>
- EFSA – Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit. (2019). Update of the risk assessment of di-butylphthalate (DBP), butyl-benzyl-phthalate (BBP), bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP), di-isononylphthalate (DINP) and di-isodecylphthalate (DIDP) for use in food contact materials. *The EFSA Journal*, 17(12), e05838. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5838>
- EFSA – Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit. (2006). Opinion of the Scientific Panel on food additives, flavourings, processing aids and materials in contact with food (AFC) on a request related to a 12th list of substances for food contact materials. Question N°EFSA-Q-2004-073, EFSA-Q-2006-024, EFSA-Q-2005-238a, EFSA-Q-2005-238b, EFSA-Q-2005-238c, EFSA-Q-2006-012, EFSA-Q-2006-027. *The EFSA Journal*, 395-401, 1–21. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2006.395>
- EG – Europäische Gemeinschaft. (2009). Verordnung (EG) Nr. 1223/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über kosmetische Mittel. *Amtsblatt der Europäischen Union*, L 342, 59–209.
- EG – Europäische Gemeinschaft. (2006). Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Dezember 2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Chemikalienagentur, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission. *Amtsblatt der Europäischen Union*, L 36, 3–280.
- Esteban López, M., Göen, T., Mol, H. et al. (2021). The European human biomonitoring platform – Design and implementation of a laboratory quality assurance/quality control (QA/QC) programme for selected priority chemicals. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 234, 113740. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2021.113740>
- EU – Europäische Union. (2018). Verordnung (EU) Nr. 2018/2005 vom 17. Dezember 2018 zur Änderung des Anhangs XVII der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH) in Bezug auf Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), Dibutylphthalat (DBP), Benzylbutylphthalat (BBP) und Diisobutylphthalat (DIBP). *Amtsblatt der Europäischen Union*, L 322, 14–19.
- EU – Europäische Union. (2011). Verordnung (EU) Nr. 10/2011 über Materialien und Gegenstände aus Kunststoff, die dazu bestimmt sind, mit Lebensmitteln in Berührung zu kommen. *Amtsblatt der Europäischen Union*, L 12, 1–89.

- Gerofke, A., David, M., Schmidt, P. et al. (2022). From science to policy: How European HBM indicators help to answer policy questions related to phthalates and DINCH exposure. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 247, 114073. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.114073>
- Gilles, L., Govarts, E., Rambaud, L. et al. (2021). HBM4EU combines and harmonises human biomonitoring data across the EU, building on existing capacity – The HBM4EU survey. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 237, 113809. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2021.113809>
- HBM4EU (2022a). *Scoping documents for 2021 for the first and second second round HBM4EU priority substances*. https://www.hbm4eu.eu/wp-content/uploads/2021/03/HBM4EU_D4.9_Scoping_Documents_HBM4EU_priority_substances_v1.0.pdf
- HBM4EU (2022b). *EU HBM Dashboard*. Abgerufen am 18. Januar 2023 von <https://www.hbm4eu.eu/what-we-do/european-hbmaplatform/eu-hbm-dashboard/>
- HBM4EU (2022c). Deliverable 5.5 Human biomonitoring in risk assessment: 2nd set of examples on the use of HBM in risk assessments of HBM4EU priority chemicals. <https://www.hbm4eu.eu/work-packages/deliverable-5-5-human-biomonitoring-in-risk-assessment-2nd-set-of-examples-on-the-use-of-hbm-in-risk-assessments-of-hbm4eu-priority-chemicals/> (Annex G: phthalates risk assessment, part B: occupational population).
- HBM4EU (2022d). *Effektbiomarker. Was Sie wissen müssen*. https://www.hbm4eu.eu/wp-content/uploads/2018/12/20166-_brief_n1_biomarkers_DE_v03_HL_JG.pdf
- Howdeshell, K. L., Hotchkiss, A. K., Gray, L. E. Jr. (2017). Cumulative effects of antiandrogenic chemical mixtures and their relevance to human health risk assessment. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 220(2 Pt A), 179–188. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2016.11.007>
- Kolossa-Gehring, M., Pack, L. K., Hülck, K. et al. (2023). HBM4EU from the Coordinator's perspective: lessons learnt from managing a large-scale EU project. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 247, 114072. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.114072>
- Kortenkamp, A., Scholze, M., Ermler, S. et al. (2022). Combined exposures to bisphenols, polychlorinated dioxins, paracetamol, and phthalates as drivers of deteriorating semen quality. *Environment International*, 165, 107322. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107322>
- Lange, R., Vogel, N., Schmidt, P. et al. (2022). Cumulative risk assessment of five phthalates in European children and adolescents. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 246, :114052. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.114052>
- Lange, R., Apel, P., Rousselle, C. et al. (2021). The European Human Biomonitoring Initiative (HBM4EU): Human biomonitoring guidance values for selected phthalates and a substitute plasticizer. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 234, 113722. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2021.113722>
- Mol, H. G. J., Elbers, I., Palmke, C. et al. (2022). Proficiency and Interlaboratory Variability in the Determination of Phthalate and DINCH Biomarkers in Human Urine: Results from the HBM4EU Project. *Toxics*, 10(2), 57. <https://doi.org/10.3390/toxics10020057>
- National Research Council (US) Committee on the Health Risks of Phthalates. (2008). *Phthalates and Cumulative Risk Assessment: The Tasks Ahead*. National Academies Press (US). <https://doi.org/10.17226/12528>
- Ougier, E., Ganzleben, C., Lecoq, P. et al. (2021). Chemical prioritisation strategy in the European Human Biomonitoring Initiative (HBM4EU) – Development and results. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 236, 113778. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2021.113778>
- Rider, C. V., Wilson, V. S., Howdeshell, K. L. et al. (2009). Cumulative effects of in utero administration of mixtures of "antiandrogens" on male rat reproductive development. *Toxicologic Pathology*, 37(1), 100–113. <https://doi.org/10.1177/0192623308329478>
- Vogel, N., Frederiksen, H., Lange, R. et al. (2023a). Urinary excretion of phthalates and the substitutes DINCH and DEHP in Danish young men and German young adults between 2000 and 2017 – A time trend analysis. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 248, 114080. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.114080>
- Vogel, N., Schmidt, P., Lange, R. et al. (2023b). Current exposure to phthalates and DINCH in European children and adolescents – Results from the HBM4EU Aligned Studies 2014 to 2021. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 249, 114101. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.114101>
- Vogel, N., Lange, R., Schmidt, P. et al. (2023c). Exposure to Phthalates in European Children, Adolescents and Adults since 2005: A Harmonized Approach Based on Existing HBM Data in the HBM4EU Initiative. *Toxics* 2023, 11, 241. <https://doi.org/10.3390/toxics11030241>

KONTAKT

Antje Gerofke
Umweltbundesamt
Fachgebiet II 1.2 „Toxikologie, gesundheitsbezogene Umweltbeobachtung“
Corrensplatz 1
14195 Berlin
E-Mail: antje.gerofke@uba.de

[UBA]

Kommunikationsmaterialien im europaweiten Projekt HBM4EU

Communication materials in the Europe-wide project HBM4EU

ZUSAMMENFASSUNG

Im Juni 2022 schloss das Umweltbundesamt (UBA) gemeinsam mit seinen Partnerorganisationen erfolgreich das europäische Großprojekt „Human Biomonitoring for Europe“ (HBM4EU) ab. Ziel der Initiative war es, ausgewählte Umweltschadstoffe innerhalb von Europa systematisch zu erfassen, zu bewerten und die Daten regulatorisch tätigen Behörden national und auf EU-Ebene und interessierten Kreisen schnell bereitzustellen. Dazu wurden erstmalig Studien und Messergebnisse aus verschiedenen europäischen Ländern harmonisiert und vergleichbar gemacht. Die Ergebnisse von HBM4EU zeigen, dass die Belastungen mit fast allen untersuchten Umweltstoffen in europäischen Bürgerinnen und Bürgern so hoch sind, dass negative gesundheitliche Auswirkungen nicht mehr mit ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden können oder mit einem zusätzlichen Krebsrisiko zu rechnen ist. Um ein zeitgerechtes Einspeisen der Ergebnisse in wichtige Entscheidungsprozesse aus Politik und Wissenschaft sicherzustellen, wurde der Fokus von Beginn an auf eine zielgerichtete und effiziente Kommunikations- und Verteilungsstrategie gelegt. Der folgende Artikel stellt die für verschiedene Zielgruppen entwickelten Kommunikationsmaterialien vor.

ANJA KIESOW,
NICOLE KOBOSIL,
MARIKE KOLOSSA-
GEHRING

ABSTRACT

In June 2022, the German Environment Agency and its partner organisations successfully completed the large-scale European project “Human Biomonitoring for Europe” (HBM4EU). The aim of the initiative was to systematically monitor and evaluate selected environmental chemicals within Europe and to quickly make them available as data to regulatory authorities at national and EU level, and to interested parties. For this purpose, studies and results from different European countries were harmonised and made comparable for the first time. The results of HBM4EU show that the exposure of European citizens to almost all environmental substances monitored is so high that negative health effects can no longer be ruled out with sufficient certainty or that an additional cancer risk is to be expected. In order to guarantee that the results are fed into important decision-making processes in politics and science in a timely manner, the focus was placed on a targeted and efficient communication and dissemination strategy from the very beginning of the project. The following article introduces the tailored communication materials to different target groups.

EINLEITUNG

Das europaweite Projekt „Human Biomonitoring for Europe“ (HBM4EU) zum Moni-

toring und der Bewertung von Chemikalien im menschlichen Körper wurde im Juli 2022 erfolgreich abgeschlossen. Unter der Leitung des Umweltbundesamtes (UBA) nahm

COORDINATING AND ADVANCING HUMAN BIOMONITORING IN EUROPE TO PROVIDE EVIDENCE FOR CHEMICAL POLICY MAKING



Quelle: Warm Happiness Family Meadow
Sunset Photo Preview |
10wallpaper.com.

neben 116 Partnerinstitutionen aus 30 verschiedenen Ländern (24 EU-Mitgliedstaaten sowie Großbritannien, Norwegen, Island, Israel, Nord-Mazedonien und die Schweiz) auch die Europäische Umweltagentur (EEA), teil. Finanziert wurde das Projekt von der Europäischen Kommission im Rahmen des H2020-Programms, mit insgesamt 74 Millionen Euro zusammen mit den Partnerländern.

Ziel war es, an der Schnittstelle von Politik und Wissenschaft und auf der Grundlage nationaler Fähigkeiten, Daten und Fachkenntnisse, ein innovatives Netzwerk für das Human-Biomonitoring (HBM) in ganz Europa aufzubauen und die Etablierung eines dauerhaften HBM für Europa vorzubereiten, um die Chemikaliensicherheit durch HBM-Daten evidenzbasiert zu erhöhen.

Über einen Zeitraum von insgesamt fünf-einhalb Jahren wurde untersucht, wie Expositionen gegenüber Umweltchemikalien die Gesundheit verschiedener Bevölkerungsgruppen (Allgemeinbevölkerung sowie bestimmter Berufsgruppen) in Europa beeinflussen. Dabei diente das HBM als wichtiges

Instrument, um die Expositionen der in Europa lebenden Menschen zu untersuchen, sodass Regulierungsbehörden, Politik wie auch die Bürgerinnen und Bürger selbst über das Ausmaß der Belastung im menschlichen Körper, die Expositionsquellen und sinnvolle Schutzmaßnahmen informiert werden konnten. Um chemische Substanzen zu identifizieren, für die offene, politikberatungsrelevante Fragen zu beantworten waren, wurden zwei Priorisierungsrunden vorgenommen, innerhalb derer 18 verschiedene Substanzen und Substanzgruppen ausgewählt wurden, auf die sich das HBM4EU-Forschungsprogramm konzentrierte (Ougier et al., 2021).

Ziel des Projekts war es, zur Verbesserung der Gesundheit und des Wohlbefindens der in Europa lebenden Menschen beizutragen. Dabei zeigten erste Ergebnisse von HBM4EU unter anderem deutlich, dass die Werte von fast allen unter HBM4EU priorisierten Chemikalien im menschlichen Körper aller Altersgruppen so hoch sind, dass gesundheitliche Auswirkungen nicht mehr sicher ausgeschlossen werden können. Die

Verbreitung und Nutzung dieser Ergebnisse ist von fundamentaler Bedeutung, da sie dem Endverbraucher eine Entscheidungsgrundlage liefern sowie eine plausible Erkenntnis, wie diese Ergebnisse zustande kamen und welche Konsequenzen diese mit sich tragen. Das bezieht sich beispielsweise auf chemische Risikobewerterinnen und -bewerter, Risikomanagerinnen und -manager, politische Entscheidungsträgerinnen und Entscheidungsträger, Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler, europäische Bürgerinnen und Bürger, darunter auch HBM4EU-Umfrageteilnehmende, sowie Organisationen der Zivilgesellschaft (Ganzleben, 2021).

HBM4EU verfolgte von Anfang an das Ziel, eine erfolgreiche Wissenschaftskommunikation zu gewährleisten. Daher wurden eine ganze Reihe von entsprechenden Aufgaben definiert und in verschiedenen Arbeitspaketen stringent verfolgt (Kolossa-Gehring et al., 2023).

Bereits zu Beginn des Projekts wurde der beim HBM4EU-Partner EEA angesiedelte „Knowledge Hub“ etabliert, welcher nicht nur ein Bindeglied zwischen Wissenschaft und Politik bildete, sondern auch eine auf umfassende Information verschiedener Zielgruppen ausgerichtete Kommunikations- und Verteilungsstrategie erarbeitete, um maßgeschneiderte Kommunikationsmaterialien bereitstellen zu können (Ganzleben et al., 2021). Als Plattform für alle Kommunikationsmaterialien des Projektes dient in erster Linie die [HBM4EU-Webseite](#) (HBM4EU, 2022). Die Webseite wurde bereits in den ersten Projektmonaten von HBM4EU für alle zugänglich eingerichtet und ist ein wichtiges Instrument, um Ergebnisse für Öffentlichkeit, Interessensvertreterinnen und -vertreter, Multiplikatorinnen und Multiplikatoren und viele andere bereit zu stellen.

POLITIKBERATUNG

Inhalte für politische Entscheidungsträgerinnen und Entscheidungsträger müssen umfassend, zuverlässig, prägnant und verständlich

sein. Forschungsergebnisse und Erkenntnisse müssen klar dargestellt werden und für Politikberatung muss die Relevanz eindeutig hervorgehen und konkret formuliert sein (Ganzleben et al., 2021). HBM4EU wurde direkt an der [Schnittstelle von Wissenschaft und Politik](#) angesiedelt, um eine wirkungsvolle Brücke zwischen beiden zu bauen und zu Projektbeginn definierte offene politikberatungsrelevante Fragen zu beantworten. Diese für Regulierung und Kommunikation bedeutsamen Fragen bezogen sich vor allem auf die Belastungen mit und Wirkungen von den priorisierten Stoffen und Stoffgruppen. Die wissenschaftlichen Ergebnisse von HBM4EU dienten unter anderem als direkter Beitrag zu öffentlichen Konsultationen der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA), der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA), des Sekretariats des Minamata-Übereinkommens beim Umweltprogramm der Vereinten Nationen und zur Entwicklung von Strategien und Aktionsplänen unter der Leitung der Europäischen Kommission im Rahmen des Europäischen Green Deals. Die HBM4EU-Expositionsdaten für Europa liefern Indikatoren und die Ausgangsbasis, anhand derer künftig die Erfolge der EU-Chemikalienstrategie für Nachhaltigkeit, der Strategie „Vom Erzeuger zum Verbraucher“ und des Zero Pollution-Aktionsplans im Rahmen des Europäischen Green Deals gemessen werden können (Lobo Vicente et al., 2023).

Ein niedrigschwelliges, kurzgefasstes und auf Schlussfolgerungen ausgerichtete Kommunikationsprodukt für politische Entscheidungsträger sind die „[Policy Briefs on HBM4EU substances](#)“, die für PFAS und Bisphenole in allen Sprachen der HBM4EU-Partnerländer verfügbar sind. Wie oben beschrieben, hat das Projekt sein Arbeitsprogramm auf 18 priorisierte Substanzen und Substanzgruppen ausgerichtet. Zu diesen 18 priorisierten Stoffen hat HBM4EU jeweils einen Policy Brief erarbeitet. Die Policy Briefs decken Bereiche wie Toxizität und Exposition ab und liefern eine politikberatungsrelevante Synthese der Gesamtergebnisse des Projekts. Durch die enge Zusammenarbeit der

HBM4EU-Partner mit dem EU Policy Board, einer Arbeitsgruppe der EU-Agenturen und Generaldirektionen, wurde sichergestellt, dass Erkenntnisse rechtzeitig in anstehende Entscheidungsprozesse einfließen können und die Arbeit von HBM4EU ihren Fokus auf Politikberatung erfolgreich weiterentwickeln konnte.

WISSENSCHAFTLICHE BERATUNG

Für die wissenschaftliche Zielgruppe müssen Kommunikationsmaterialien ein hohes Maß an wissenschaftlicher Genauigkeit aufweisen, ebenso wie die Beschreibung von Methoden und analytischen Vorgehensweisen (Ganzleben et al., 2021). Für den schnellen und unkomplizierten Zugang zu Leitlinien, Methoden, Protokollen und Forschungsergebnissen steht auf der HBM4EU-Webseite eine [Online-Bibliothek](#) zur Verfügung. Dort finden sich sowohl Protokolle und Standard-Arbeitsanleitungen, die im Rahmen von HBM4EU entwickelt wurden, wie auch ergänzende öffentlich zugängliche Anleitungen und hilfreiche Materialien.

Weiterhin bekommen Interessierte auf der Webseite schnellen und kostenlosen Zugang zu bereits jetzt 168 in internationalen Zeitschriften mit Peer-Review veröffentlichten [Publikationen](#) der HBM4EU-Partner wie auch zu weiteren Publikationen mit einer Referenz zu HBM4EU. Wer sich für die Ergebnisse einzelner Aktivitäten aus den insgesamt 16 Arbeitspaketen des Projektes interessiert, hat Zugang zu den öffentlichen Ergebnisberichten, den sogenannten [Deliverables](#), die sämtliche Arbeitsergebnisse umfassen, etwa Fragebögen, Handlungsanleitungen, Daten und Konzepte. Die im Rahmen von HBM4EU gewonnenen Expositionsdaten lassen sich sowohl auf dem [HBM-Dashboard](#) aufrufen wie auch in der Datenbank der Information Platform for Chemical Monitoring ([IPCHEM](#)) einsehen. Das HBM-Dashboard ermöglicht die

Visualisierung zusammenfassender Statistiken und ist sowohl für Fachleute als auch für eine breite Öffentlichkeit geeignet, die sich für Expositions-niveaus und Trends bei der Chemikalienexposition europäischer Bürgerinnen und Bürger interessieren. Das Dashboard stellt die Daten für die 18 in HBM4EU priorisierten Substanzen und Substanzgruppen dar. IPCHEM ist die Informations-Plattform für das Monitoring der Europäischen Kommission und verfügt über umfangreiche europäische Daten zur Chemikalienbelastung von Mensch und Umwelt.

EINBEZIEHUNG EUROPÄISCHER BÜRGERINNEN UND BÜRGER

Um den Bedenken der Öffentlichkeit in Bezug auf die allgemeine Belastung mit Chemikalien gerecht zu werden, wurden Bürgerinnen und Bürger im Rahmen von Fokusgruppen miteinbezogen. Diese nach bestimmten Kriterien zusammengesetzten Fokusgruppen diskutieren über ein vorgegebenes Thema und werden dabei von einem Moderator betreut. Die Ergebnisse ergeben sich aus der Interaktion der Teilnehmenden (Krueger, 1994). So sollen nicht nur wissenschaftliche, sondern auch gesellschaftliche Überlegungen bei der Bewertung der Bedenklichkeit von Expositionen und Risiken in Bezug auf gesundheitliche Auswirkungen der Chemikalienexposition erfasst werden. In den Fokusgruppensitzungen wurden Informationen über die Wahrnehmung der Bürgerinnen und Bürger in Bezug auf die chemische Belastung gesammelt. Es liefen Online-Umfragen und Workshops für Freiwillige aus verschiedenen europäischen Ländern und sozialen Schichten. Die Schlussfolgerungen der Fokusgruppen zeigen deutlich, dass die Bürgerinnen und Bürger besorgt über die Expositionen mit kritischen Chemikalien in Nahrung und Umwelt sind und daher ein persönliches Interesse an den HBM4EU-Ergebnissen zur

KOMMUNIKATIONSMITTEL	INHALT	ZIELGRUPPE	LINK
HBM4EU Webseite	Übersicht und Informationen zum Projekt	Alle Interessierten	www.HBM4EU.eu

FACHMATERIAL

Policy Briefs on HBM4EU substances	Politikrelevante Synthese der Gesamtergebnisse des Projekts	Politische Entscheidungsträgerinnen und Entscheidungsträger	https://www.hbm4eu.eu/result/policy-briefs/
Publikationen	Wissenschaftliche Ergebnisse des Projekts	Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler	https://www.hbm4eu.eu/result/publications-2/
Öffentliche Deliverables	Sämtliche Arbeitsergebnisse, Fragebögen, Handlungsanleitungen, Daten und Konzepte	Politische Entscheidungsträgerinnen und Entscheidungsträger, Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler, breite Öffentlichkeit	https://www.hbm4eu.eu/result/deliverables/

CITIZEN'S CORNER

Fact Sheets	Prägnant formulierte Übersicht zu Belastungen und Möglichkeiten zur Vermeidung der priorisierten Substanzen	Breite Öffentlichkeit	https://www.hbm4eu.eu/citizens-corner/factsheets/
Infographiken	Graphische Veranschaulichung der Auswirkungen der priorisierten Substanzen auf den menschlichen Körper	Breite Öffentlichkeit	https://www.hbm4eu.eu/citizens-corner/infographics/
Videos	Kurze Clips mit prägnanten Botschaften zu den priorisierten Substanzen	Breite Öffentlichkeit	https://www.hbm4eu.eu/citizens-corner/watch-our-videos/

DATENPLATTFORMEN

HBM4EU Dashboard	Ermöglicht die Erstellung von Graphiken und Statistiken der 18 priorisierten Substanzen	Alle Interessierten	https://www.hbm4eu.eu/what-we-do/european-hbm-platform/eu-hbm-dashboard/
IPCHEM	Umfangreiche europäische Daten zur Belastung von Mensch und Umwelt mit Chemikalien	Alle Interessierten	https://ipchem.jrc.ec.europa.eu/

SOCIAL MEDIA

KOMMUNIKATIONSMITTEL	LINK
LinkedIn	https://www.linkedin.com/company/human-biomonitoring-for-europe/
Facebook	https://www.facebook.com/HBM4EU
Twitter	https://twitter.com/HBM4EU
Instagram	https://www.instagram.com/hbm4eu

Exposition mit gesundheitsschädlichen Chemikalien haben (Matisane, 2022).

Eine besonders hohe Wirksamkeit in der Bevölkerung hat Wissenschaft, wenn sie zielgruppengerecht aufbereitet ist und in interessierten Kreisen zirkuliert, geteilt und genutzt werden kann. Im Rahmen der Kommunikations- und Verteilungsstrategie des Knowledge Hubs wurden produktive Ansätze für eine solche Wirkung diskutiert und analysiert. Insbesondere die direkte Einbeziehung der Bürgerinnen und Bürger ist strategisch von hohem Nutzen, da es sie unter anderem befähigt, Fachinformationen einfacher zu finden und leichter zu verstehen. So erworbene Kenntnisse erleichtern eine informationsgestützte Beteiligung an Diskussionen und damit möglicherweise auch eine Einflussnahme auf politische Entwicklungen. Bürgerinnen und Bürger in Europa haben durch den besseren Überblick über neue Erkenntnisse auch weiterreichende Möglichkeiten, ihre Entscheidungen zum Schutz ihrer eigenen Gesundheit vor schädlichen Chemikalien besser informiert zu treffen (Ganzleben, 2021).

Kommunikationsmaterialien für die Zielgruppe der nicht-wissenschaftlich Vorgebildeten stellt HBM4EU auf der „[Citizen's Corner](#)“ seiner Webseite zur Verfügung. Die Botschaften für die Bürgerinnen und Bürger sind hier leicht verständlich formuliert, werden nach Möglichkeit grafisch illustriert, beschränken sich auf die zentralen Aussagen und liefern Links zu weiterführenden Informationen, soweit diese von Interesse sein könnten. Die konkreten gesundheitlichen Auswirkungen auf Menschen, die auf Basis der Projektergebnisse ermittelt wurden, sollen damit deutlich gemacht werden und wurden mit Empfehlungen ergänzt.

Kurzgefasste Informationsblätter, [Fact Sheets](#), enthalten einen Überblick über gesundheitliche Wirkungen, Belastungen und Möglichkeiten zur Vermeidung verschiedener priorisierter Substanzen. Klar und prägnant für Laien formuliert, stehen sie auf der „Citizen's Corner“ der Webseite zum kostenlosen Download bereit. Die Fact Sheets wur-

den bereits aktiv an verschiedene Interessensgruppen verteilt, darunter beispielsweise die Mitglieder des Stakeholder-Forums.

Darüber hinaus wurden [Infographiken](#) entwickelt, die im Gegensatz zu den Fact Sheets wesentlich weniger Text enthalten und Auswirkungen der priorisierten Stoffe auf den menschlichen Körper grafisch veranschaulichen. Damit sollen Informationen zu den priorisierten Substanzen kurz und eingängig an die Bürgerinnen und Bürger vermittelt werden. Für die visuelle Wissenschaftskommunikation stellt HBM4EU erklärende [Videos](#) bereit, die die breite Öffentlichkeit durch kurze Clips mit prägnanten Botschaften (auf Englisch und mit Untertiteln) erreichen sollen.

HBM4EU bedient sich zur Informationsvermittlung auch der sozialen Medien und kann unter LinkedIn, Facebook, Twitter und Instagram aufgerufen werden. Formatabhängig wurden und werden dort die neuesten Publikationen geteilt wie auch über Konferenzbesuche und den Projektalltag berichtet. Eine Übersicht aller Kommunikationsmaterialien zeigt [TABELLE I](#).

FAZIT

Als großes europäisches Projekt an der Schnittstelle von Wissenschaft und Politikberatung, das die Wirksamkeit zum Schutz der Menschen in Europa vor chemikalienbedingten Gesundheitsrisiken entfalten sollte, hat HBM4EU der Kommunikation, Vermittlung und Verwendung von Arbeitsergebnissen einen hohen Stellenwert beigemessen und dies in der Struktur des Projekts und den Arbeitsprogrammen abgebildet. Eine breit angelegte Kommunikations- und Verteilungsstrategie wurde erarbeitet, auf deren Basis über Ergebnisse und Hauptbotschaften in den fünf-einhalb Jahren Laufzeit konsequent und zielgruppengerecht informiert wurde. Dabei wurde eine breite Palette von Medien genutzt, von Social Media-Beiträgen über Videos, Pressematerialien und für verschiedene Zielgruppen aufbereiteten Informationsblättern

bis hin zu wissenschaftlichen Publikationen. Die enge Zusammenarbeit mit den EU-Institutionen, die von HBM4EU erarbeiteten Strategien und Kommunikationsmaterialien für die Politikberatung, etwa die stoffspezifischen Policy Briefs, haben dazu beigetragen, den politischen Entscheidungsträgern HBM4EU-Ergebnisse und Kernbotschaften näher zu bringen.

Die Harmonisierung nationaler HBM-Studien ist eine große Errungenschaft, die zu einer breiten Verfügbarkeit vergleichbarer HBM-Daten auf EU-Ebene geführt hat, welche direkt für konkrete Risikobewertungen im Rahmen regulatorischer Prozesse oder zur Weiterentwicklung der Chemikalienpolitik eingesetzt werden können.

Die neuen HBM-Expositionsdaten und deren zielgruppengerechte Kommunikation verbessern Verständnis darüber, in welchem Maße Bürgerinnen und Bürger Chemikalien ausgesetzt sind und welche Auswirkungen diese auf den menschlichen Körper haben können. Eine gut zugängliche und/oder grafische Darstellung der Ergebnisse soll Bürgerinnen und Bürger dabei unterstützen, gut informierte Verbrauchs- und Verhaltens-Entscheidungen treffen zu können. Darüber hinaus werden die in IPCHEM zur Verfügung gestellten europäischen Expositionsverteilungswerte und HBM-Daten national und auch international in hohem Maße zur Expositionsbewertung und Risikobewertung beitragen können.

Wichtige Errungenschaften von HBM4EU sind der strukturierte Prozess zur Priorisierung chemischer Substanzen und auf Politikberatung hin ausgerichtete Forschungsaktivitäten, deren Ergebnisse direkt, konsequent und zeitnah an die wissenschaftliche Gemeinschaft, politische Entscheidungsträger und Interessengruppen kommuniziert und weithin akzeptiert werden. ●

LITERATUR

Ganzleben, C., Lobo Vicente, J., Gasol Escuer, R. (2021). *2021 Strategy for the communication and dissemination of HBM4EU results*. <https://www.hbm4eu.eu/work-packages/deliverable-2-13-2021-strategy-for-the-communication-and-dissemination-of-hbm4eu-results/>

Kolossa-Gehring, M., Pack, L. K., Hülck, K. et al. (2023). HBM4EU from the Coordinator's perspective: lessons learnt from managing a large-scale EU project. *Int J Environ Res Public Health*, 247, 114072. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.114072>

Krueger, R. A. & Casey, M. A. (2014). *Focus Groups: A Practical Guide for Applied Research*. SAGE Publications.

Matisāne, L., Knudsen, L. E., Lobo Vicente, J. et al. (2022). Citizens' perception and concerns on chemical exposures and human biomonitoring – Results from a harmonized qualitative study in seven european countries. *Int J Environ Res Public Health*, 19(11), 6414. <https://doi.org/10.3390/ijerph19116414>

Ougier, E., Ganzleben, C., Lecoq, P. et al. (2021). Chemical prioritisation strategy in the European Human Biomonitoring Initiative (HBM4EU)—Development and results. *Int J Hyg Environ Health* 236, 113778. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2021.113778>

Lobo Vicente, J., Ganzleben, C., Gasol, R., Marnane, I. et al. (2023). HBM4EU results support the Chemical's Strategy for Sustainability and the Zero-Pollution Action Plan. *Int J of Hygiene and Environmental Health* 248, 114111 <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2023.114111>

HBM4EU. (2022a). *HBM4EU: science and policy for a healthy future*. Abgerufen am 15. Dezember 2022 von www.hbm4eu.eu

KONTAKT

Anja Kiesow
Umweltbundesamt
Fachgebiet II 1.2 „Toxikologie, gesundheitsbezogene Umweltbeobachtung“
Corrensplatz 1
14195 Berlin
E-Mail: Anja.Kiesow@uba.de

[UBA]

Radon – ein unterschätztes Risiko? Ergebnisse einer Bevölkerungsbefragung

*Radon – an underestimated risk?
Result of a population survey*

ZUSAMMENFASSUNG

Radon in Innenräumen ist nach dem Rauchen eine der häufigsten Ursachen für Lungenkrebs in Deutschland. Die bisherigen Erfahrungen in Deutschland, aber auch in vielen anderen Ländern, haben gezeigt, dass ein Großteil der Bevölkerung Radon nicht als Risiko für die eigene Gesundheit wahrnimmt. Bestehende Kenntnisse und Risikoeinschätzungen der Bevölkerung zu Radon müssen in Informations- und Kommunikationsmaßnahmen gezielt adressiert werden, um die Aufmerksamkeit und Sensibilität der Bevölkerung für das Thema zu erhöhen. Daher wurde im Zeitraum 2021 bis 2022 unter fachlicher Begleitung des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) eine empirische Studie zur Wahrnehmung von Radon in der Bevölkerung durchgeführt. Der Beitrag gibt einen Überblick über ausgewählte Ergebnisse des Forschungsvorhabens „Erfassung des Umgangs der deutschen Bevölkerung mit Radon als Grundlage für Risikokommunikation und Stärkung des Schutzverhaltens“.

CHRISTIANE
PÖLZL-VIOL

ABSTRACT

Indoor radon is one of the most important causes of lung cancer in Germany after smoking. Previous experience in Germany, but also in many other countries, has shown that a large part of the population does not perceive Radon as a risk for their own health. The existing knowledge and risk perceptions of the general public must be addressed in information and communication measures in order to increase the awareness of the population for the topic. An empirical study on the perception of radon in the population was therefore carried out in the year 2021 to 2022 with expert support of the BfS. The article gives an overview of selected results of the research project “Assessment of the German population’s perception of radon as a basis for risk communication and strengthening of protective behaviour”.

EINLEITUNG

Radon ist ein natürlich vorkommendes radioaktives Gas, das beim Zerfall von Uran entsteht. Aus dem Erdboden gelangt Radon ins Freie und in Gebäude und kann sich dort anreichern. Radon in Innenräumen ist nach dem Rauchen eine der häufigsten Ursachen für Lungenkrebs. Das Strahlenschutzgesetz (StrlSchG, § 125) sieht vor, die Bevölkerung in geeigneter Weise über Radon, die Wichtigkeit

von Radonmessungen und die technischen Möglichkeiten zur Verringerung der Radonkonzentration in Innenräumen zu unterrichten. Der Radonmaßnahmenplan erläutert die Maßnahmen nach dem Strahlenschutzgesetz und enthält Ziele für die Bewältigung der langfristigen Exposition gegenüber Radon (BMU, 2019). Bisherige internationale Erfahrungen zeigen allerdings, dass ein Großteil der Bevölkerung kaum Interesse zeigt, Radonkonzentrationen in Innenräumen zu



Radon-Messgerät.
Quelle: BfS.

messen oder zu verringern. Radon wird nicht als Gesundheitsrisiko wahrgenommen, entsprechend ist die Motivation, Maßnahmen zur Reduzierung der Radonexposition zu ergreifen, gering. Ein Grund scheint auch in dem geringen Stellenwert von Radon im gesamtgesellschaftlichen Diskurs zu Risiken zu liegen, insbesondere im Vergleich zu anderen Risiken. Ein weiterer Grund könnte in dem befürchteten Aufwand für Messungen und erforderliche Sanierungsmaßnahmen am Gebäude liegen. Dies bedeutet eine Herausforderung für die Kommunikation zum Thema Radon.

Bereits seit den späten 1980er Jahren befassten sich staatliche Stellen und die sozialwissenschaftliche Forschung mit diesem Problem (Doyle et al., 1990; Boudier, 2019). Themenunabhängig haben sozialwissenschaftliche Studien gezeigt, dass die öffentliche Wahrnehmung von Risiken durch

bestimmte Eigenschaften dieses Risikos und der Risikosituation beeinflusst wird (Fischhoff, 1978). Dazu zählen zum Beispiel der Ursprung des Risikos, die tatsächliche Wahrnehmbarkeit, das (Nicht-)Vorhandensein eines Verursachers, die Art der Folgen und die Schrecklichkeit der möglichen Konsequenzen des Eintretens eines Risikos, die öffentliche mediale Verbreitung von Informationen über das Risiko und ähnliches. Betrachtet man das natürliche, radioaktive Edelgas Radon auf diese Aspekte hin, so stellt man schnell fest, dass die Eigenschaften von Radon als ein Grund für die geringe Risikowahrnehmung und Schutzmotivation in der Bevölkerung angenommen werden können. Radon ist natürlichen Ursprungs, mit keinem der Sinne wahrnehmbar, war „schon immer da“ und es gibt keinen Verursacher. Zudem ist zwar die Erkrankung Lungenkrebs als Folge einer kontinuierlich hohen Exposition durch Radon

grundsätzlich bekannt, aber die schädliche Wirkung kann nicht unmittelbar beobachtet werden, denn Lungenkrebserkrankungen treten erst Jahre oder Jahrzehnte später auf. Dies schmälert die Präsenz des Themas zusätzlich. Die Art und Weise, in der ein Risiko wahrgenommen wird, entscheidet jedoch mit über die Motivation, sich selbst zu informieren und gegebenenfalls zu schützen.

Weitere Erkenntnisse aus dem Bereich der Gesundheitspsychologie gehen davon aus, dass eine Reihe von verschiedenen Stufen durchlaufen werden muss, bis Gesundheitsinformationen in entsprechendes Handeln übersetzt werden. Darunter zählen verschiedene Stufen zur Rezeption und zum Verständnis der Informationen, zum Feststellen eines Risikos an sich und dessen persönliche Relevanz sowie zum Verständnis der Möglichkeiten eigenen Handelns (Hevey, 2017). Diese Annahme verschiedener Stadien bis zum gesundheitsbewussten Handeln stellt nachvollziehbar dar, warum Radonmessungen so wenig beauftragt werden. Und dies, obwohl es nicht schwierig ist, festzustellen, ob man in seinem Zuhause einer erhöhten Radonexposition ausgesetzt ist. Messungen sind weder teuer, noch aufwändig oder kompliziert.

Um die Bevölkerung gemäß Strahlenschutzgesetz in geeigneter Weise über Radon zu informieren, war es zunächst wichtig, zu prüfen, ob die internationalen Erkenntnisse zur mangelnden Bekanntheit von Radon als Gesundheitsrisiko und zur geringen Motivation der Bevölkerung, Radon-Messungen durchzuführen, auf Deutschland ebenfalls zutreffen. Im Rahmen des Ressortforschungsplans des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) wurde im Zeitraum 2021 bis 2022 eine Untersuchung durchgeführt, welche die Kenntnisse der Bevölkerung Deutschlands über Radon näher untersuchen und die Wahrnehmung sowie den Umgang mit dem Risiko Radon differenziert betrachten sollte.

Nachfolgend werden, nach einer kurzen Beschreibung des Studiendesigns, ausgewählte Ergebnisse der Erhebung dargestellt und hin-

sichtlich ihrer Bedeutung für die Radon-Kommunikation bewertet. Die ausführliche Studien- und Ergebnisbeschreibung kann im [Abschlussbericht](#) eingesehen werden, der im Digitalen Online-Repository DORIS des BfS veröffentlicht ist (Dilkova-Gnoyke et al., 2022).

STUDIENDESIGN

Die empirische Untersuchung bestand aus zwei Teilen: Im ersten Schritt wurde anhand einer qualitativen Vorstudie betrachtet, welche Kenntnisse zu Radon bei den Befragten vorliegen und welches Verständnis besteht. Die tiefere Exploration in persönlichen leitfadengestützten Interviews mit Radon-Laien lieferte empirische Anhaltspunkte für unbewusste Strategien für die Informationsverarbeitung, sowie Argumentations- und Abwägungsmuster in Bezug auf die Motivation, sich des Themas Radon anzunehmen. Inhaltlich lag der Schwerpunkt der Einzelinterviews auf dem individuellen Kenntnisstand, den persönlichen Heuristiken der Risikoeinschätzungen in Bezug auf Radon sowie Motivationen und Barrieren im Hinblick auf präventive Schutzmaßnahmen. Die Erkenntnisse aus dem qualitativen Untersuchungsteil lieferten Input für die repräsentative Befragung, die im zweiten Schritt folgte. Zudem helfen auf diese Art und Weise gewonnen Erkenntnisse dabei, die Daten, die im zweiten Schritt gewonnen wurden, mit zu interpretieren.

Im zweiten Schritt wurde eine Online-Befragung mit 3.000 Teilnehmenden durchgeführt. Diese hohe Anzahl an Befragungsteilnehmenden wurde gewählt, um auch differenzierte Auswertungen verlässlich vornehmen zu können. Die Untersuchung ist repräsentativ für die internetnutzende, deutschsprachige Wohnbevölkerung ab 18 Jahren. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich der mittlerweile kleine Teil der nicht-internetnutzenden Bevölkerung in den Aspekten, die hier von Interesse sind, nicht maßgeblich von der internetnutzenden Bevölkerung

unterscheidet. Daher wurde in diesem Kontext auch die Methodik der Online-Befragung genutzt. Die Stichprobe der Teilnehmenden wurde aus einem ISO-zertifizierten Online Access-Panel gezogen, das seine Teilnehmenden aktiv rekrutiert. Damit kann Verzerrungseffekten, wie zum Beispiel Selbstselektion, entgegengewirkt werden.

ERGEBNISSE

BEKANNTHEIT VON RADON UND WISSENSSTAND

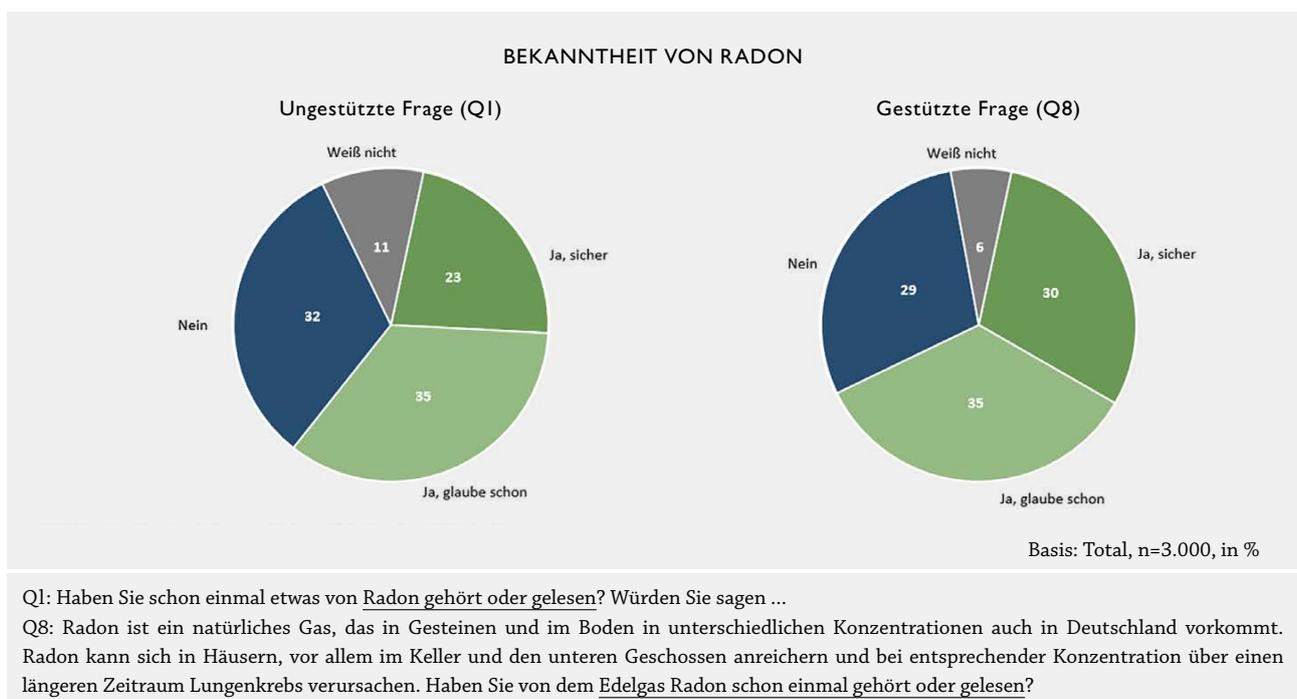
Die Bekanntheit von Radon wurde in Form einer sogenannten ungestützten und einer gestützten Abfrage erfasst (ABBILDUNG 1). Ohne Erklärung (ungestützte Abfrage) gaben 58 Prozent der Befragten an, Radon zu kennen. Mit einer kurzen Erklärung zu Radon (sogenannte „gestützte“ Frage) vergrößerte sich der Anteil derer, die „sicher schon mal von Radon gehört oder gelesen haben“, von 23 Prozent auf 30 Prozent – insgesamt waren es damit dann 65 Prozent, die angaben, schon mal von Radon gehört zu haben.

Dabei nimmt die Bekanntheit von Radon mit dem Alter der Befragten zu. Zudem ist festzustellen, dass Männer häufiger als Frauen Radon kennen und Immobilienbesitzer häufiger als Personen ohne Immobilienbesitz.

Allerdings ist festzustellen, dass mehr als die Hälfte derer, die Radon gestützt kennen, sich noch nicht zum Thema Radon informiert hat. Dies ist bereits ein erster Hinweis, dass die Kenntnis von Radon überwiegend nicht auf persönliches Interesse zurückgeht sondern eher passiv erworben wurde. Entsprechend trifft auch nur insgesamt ein knappes Viertel der Befragten eine klare Aussage darüber, ob sie wissen, ob sie in einem Gebiet mit erhöhter Radonkonzentration leben: 21 Prozent geben an, zu wissen, dass sie nicht in einem solchen Gebiet leben, wohingegen 2 Prozent ihrer Meinung nach in einem solchen Gebiet leben. Gut drei Viertel der Befragten wissen nicht, ob sie in einem solchen Gebiet leben (77%).

Um weitere Erkenntnisse darüber zu erhalten, wie der Begriff Radon eingebettet ist, konnten die Befragten anhand einer vorgelegten Liste auswählen, was Radon ihrer Meinung nach ist. 68 Prozent wählten die

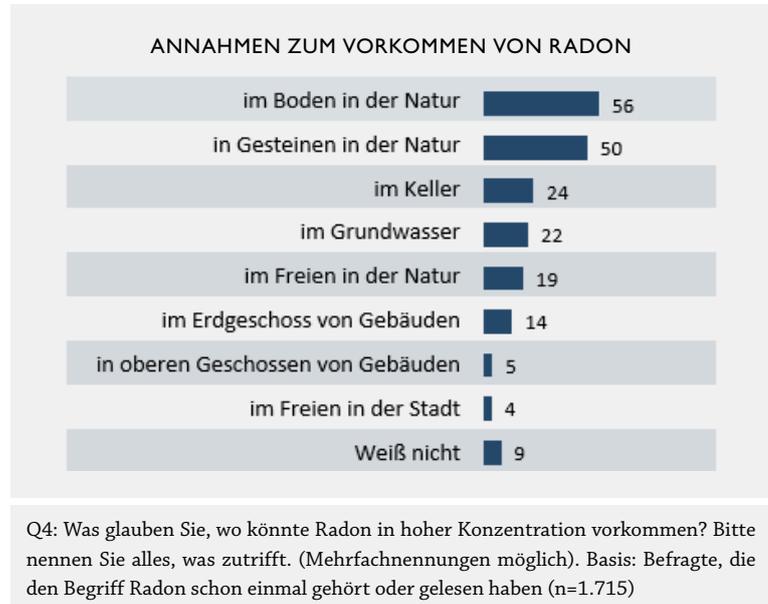
ABBILDUNG 1
 Bekanntheit Radon,
 Angaben in Prozent der
 Befragten.



Möglichkeit „Edelgas“. Viele Treffer erhielten des Weiteren die (falsche) Option „Schwermetall“ (19%) und „Fahrradmarke“ (15%). Das zeigt, dass nicht alle, die den Begriff Radon kennen, auch an das radioaktive Gas Radon denken. Ebenfalls 68 Prozent gaben bei einer weiteren Frage an, dass sie Radon für ein radioaktives Edelgas halten, dass Radon natürlich vorkommend ist (48%) und eine Gefahr für die Gesundheit (43%). Deutliche Kenntnislücken zeigen sich bei der Frage nach dem Vorkommen (ABBILDUNG 2). So glauben zwar immerhin 56 Prozent, dass Radon im Boden in der Natur vorkommen kann. Aber nur knapp ein Viertel der Befragten geht davon aus, dass es im Keller (24%) oder im Erdgeschoss von Gebäuden (14%) vorkommen kann. Damit wäre eine der zentralen Voraussetzungen dafür, das Risiko Radon für sich selbst in Betracht zu ziehen, nur sehr eingeschränkt gegeben.

EINORDNUNG DES RISIKOS DURCH RADON

Sowohl in der quantitativen Befragung als auch in den qualitativen Interviews bestätigten sich die bisherigen Erkenntnisse zum Umgang der Bevölkerung mit Radon aus anderen Ländern und Studien. Grundsätzlich werden mögliche Auswirkungen von Radon auf die Gesundheit durchaus für möglich gehalten. Allerdings denken nur Wenige, dass Radon – Exposition und Risiko – sie wirklich auch persönlich betrifft. In der folgenden Abbildung ist dieser Effekt des sogenannten optimistischen Fehlschlusses (Clifford et al., 2012) sehr schön abzulesen (ABBILDUNG 3): Bei den Aussagen, die sich auf die Betroffenheit von anderen beziehen, ist der Anteil der Zustimmung (grüner Bereich) höher als bei den Statements, die sich auf die persönliche Betroffenheit beziehen. Hier ist das Ausmaß der Ablehnung der Aussage („trifft nicht zu“) größer. Sehr deutlich wird anhand der Abbildung auch, wie groß die tatsächliche Unkenntnis der Bedeutung von Radon für die eigene Gesundheit ist: Die „Weiß nicht“-Option (grauer Bereich), aber auch die mittlere



Antwortkategorie zwischen Zustimmung und Ablehnung, wird von auffallend vielen Befragten genutzt. Darüber hinaus zeigt sich anhand einer weiteren Frage, dass nur 3 Prozent der Befragten es für (sehr) wahrscheinlich halten, dass der eigene Wohnraum eine erhöhte Radonkonzentration aufweist. 66 Prozent halten dies hingegen für (sehr) unwahrscheinlich (insgesamt 31% äußern sich unentschieden). Allerdings gehen schon 40 Prozent der Befragten davon aus, dass sich das persönliche Lungenkrebsrisiko erhöhen würde, wenn der Wohnraum erhöhte Radonkonzentration aufweisen würde. Im qualitativen Teil der Studie wurde deutlich, dass allein die Tatsache, dass die interviewten Personen noch nichts von Radon gehört hatten, für sie ein deutliches Zeichen dafür war, dass es sich nicht um ein relevantes Risiko handeln kann. Hier wird die Erwartungshaltung deutlich, dass, wenn Radon ein Gesundheitsrisiko wäre, man davon doch schon (auch von staatlicher Stelle) hätte gehört haben müssen.

Interessanterweise sehen eher jüngere Personen in Radon eine Gefahr für die Gesundheit als ältere. Dies kann damit zusammenhängen, dass jüngere Personen häufiger einen Immobilienkauf planen als Ältere und sich damit mehr über Radon informiert haben.

ABBILDUNG 2
 Annahmen der Befragten zum Vorkommen von Radon; Angaben in Prozent der Befragten.

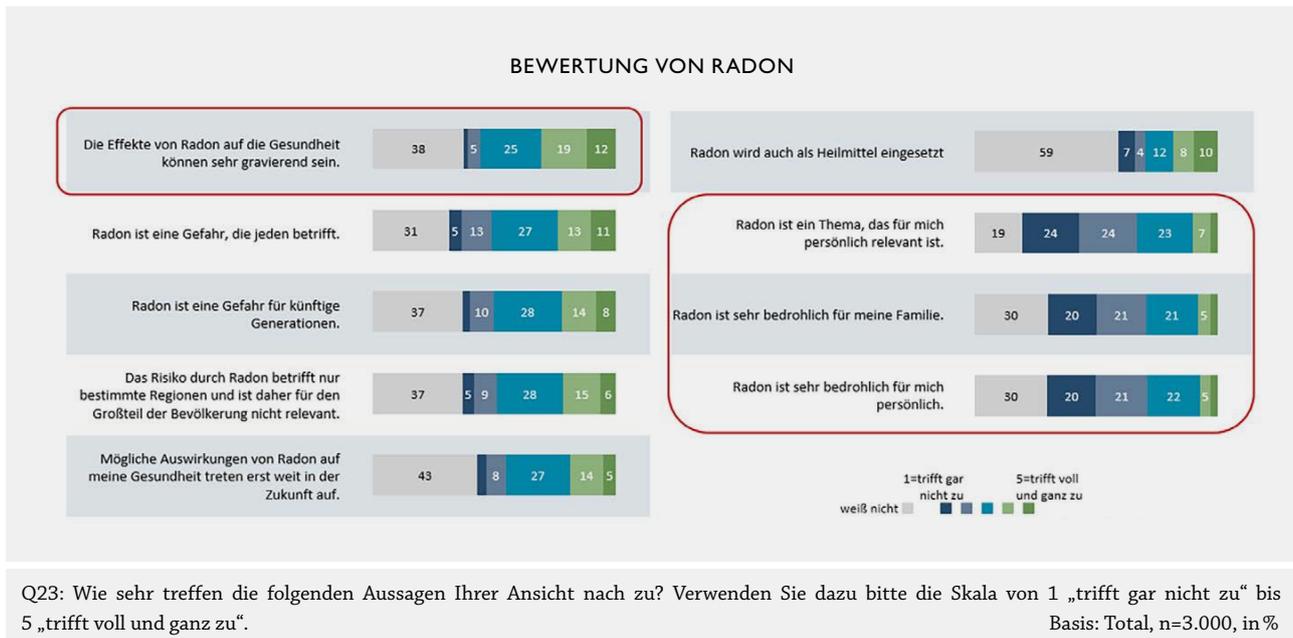


ABBILDUNG 3
 Bewertung von Radon;
 Angaben in Prozent der
 Befragten.

RADONMESSUNG IM WOHNRAUM

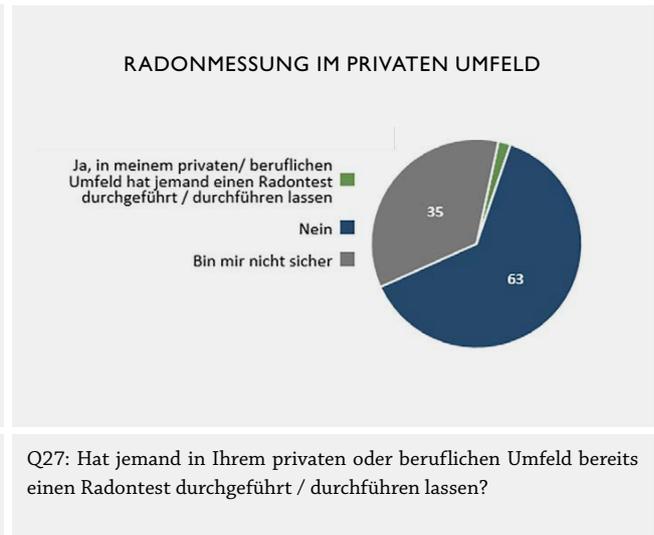
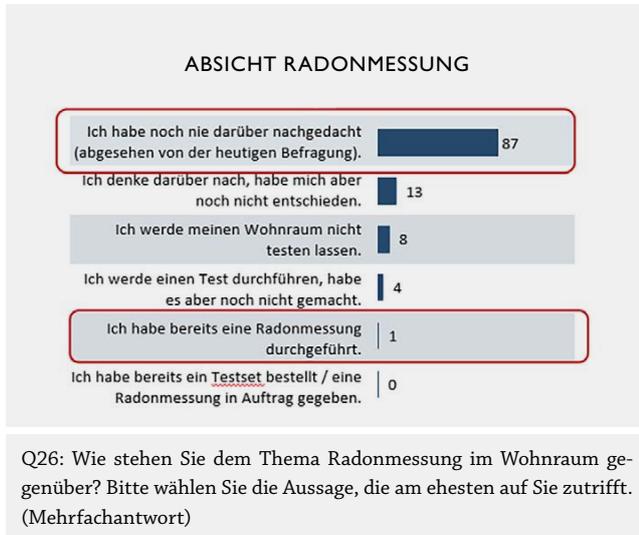
Die große Mehrheit der Befragten hat noch nie über eine Radonmessung im eigenen Wohnraum nachgedacht. Nur 1 Prozent aller Befragten gibt an, bereits eine Radonmessung durchgeführt zu haben, und nur 2 Prozent geben an, dass jemand in ihrem privaten oder beruflichen Umfeld bereits einen Radontest durchführen ließ. Die Absicht, eine Messung durchzuführen, äußern nur 4 Prozent der Befragten. Im Schnitt haben überhaupt nur 27 Prozent der Studienteilnehmenden davon gehört, dass man die Radonkonzentration im Inneren von Gebäuden messen kann – damit ist eine der unabdingbaren Voraussetzungen dafür, selbst Messungen in Betracht zu ziehen, nur sehr eingeschränkt gegeben. Personen ab 65 Jahren zeigen sich hier im Vergleich zu den anderen Altersgruppen informierter.

Auch Personen mit Immobilienbesitz wissen eher, dass man die Radonkonzentration in Gebäuden messen kann, als Personen ohne Immobilienbesitz. Vor dem Hintergrund, dass Radon als radioaktives Gas zwar einem guten Drittel bekannt ist, aber nur wenige es im Keller oder Erdgeschoß von Gebäuden verorten, sind diese eindeutigen Ergebnisse zwar frappierend, bestätigen aber die bereits vor der Befragung formulierte Annahme der geringen Relevanz des Themas Radon und Radonmessung. Auffallend ist auch, dass nur 11 Prozent der Personen, die angeben, in einem Gebiet mit erhöhter Radonkonzentration zu leben, bereits die Belastung durch Radon im eigenen Wohnraum gemessen haben. Ein gutes Drittel der Befragten gibt an, dass sie nicht sicher sind, ob bereits jemand im persönlichen Umfeld eine Radonmessung durchgeführt hat (ABBILDUNG 4).

INFOBOX
 Quelle und weitere
 Informationen:
www.bfs.de/radon-messen

WIE KANN ICH RADON MESSEN LASSEN?

- Radon-Messungen sind preiswert und unproblematisch.
- Besonders einfach ist der Einsatz passiver Radon-Detektoren.
- Das BfS stellt Adressen qualitätsgeprüfter Anbieter bereit, die Detektoren per Post versenden.
- Die Detektoren werden an verschiedenen Stellen in der Wohnung aufgestellt. Nach drei bis zwölf Monaten werden sie an den Anbieter zurückgeschickt, der sie auswertet und über die Ergebnisse informiert



ERWARTUNGEN AN INFORMATION

Bei der Gestaltung von Informationsformen und Kommunikationsformaten spielt auch immer die Frage eine Rolle, an welchen Orten, zu welchen Zeitpunkten und in welchen Kontexten (Lebensbereiche, Aktivitäten, Lebensräume) Rezipierende offen für bestimmte Informationen sind, sich für diese interessieren, also auch Informationen verarbeiten und die persönliche Bedeutung bewerten, oder diese gegebenenfalls sogar auch erwarten würden. In Bezug auf Radon zeigt die Erhebung, dass der Kontext Hausbau und Hauserwerb geeignet ist, Informationen zu Radon dort zu platzieren. 45 beziehungsweise 47 Prozent der Studienteilnehmenden geben an, dass sie beim Bau eines Hauses beziehungsweise beim Kauf eines Hauses Informationen zum Thema Radon und Radonrisiko erwarten würden. Dabei erwarten fast drei Viertel der Befragten diese Informationen von der Gemeinde. Etwas weniger (61 % bzw. 56 %) würden erwarten, dass Verkäufer beziehungsweise Vermieter (beim Einzug in ein Mietobjekt) sie über Radon informieren. Allerdings gibt wiederum ein Viertel der Studienteilnehmenden an, dass sie gar keine Informationen zum Thema Radon erwarten würden.

Staatliche Stellen werden hier in der Pflicht gesehen und nehmen diesen Informations-

auftrag auch wahr. Dem steht jedoch in der Realität die mangelnde aktive Aufmerksamkeit für Radon gegenüber. Zudem stellen Behörden nur einen kleinen Teil des umfangreichen Gesundheitsinformationsangebots im Internet, umgeben von zahlreichen weiteren Anbietern mit einer großen Spannweite zwischen seriösen und unseriösen Informationen, auf die Rezipierende treffen.

In Bezug auf die konkreten Informationsinhalte würden sich die Befragten in erster Linie Informationen über die Radonbelastung in der eigenen Gegend wünschen (ABBILDUNG 5). Vor dem Hintergrund, dass dies vermeintlich erst den Ausschlag darüber gibt, ob man potenziell von erhöhten Radonbelastungen im eigenen Wohnraum betroffen sein könnte, ist dieser Informationswunsch nachvollziehbar. Allerdings bieten Informationen über Radonbelastungen in Gebieten nur eine Orientierung über die räumliche Verteilung von Radon in Deutschland. Wer wissen möchte, wie hoch die Radonkonzentration zu Hause ist, muss messen (lassen). Hier zeigt die Abfrage ein eher geringes Interesse. Zusammen mit der Aussage von weit mehr als der Hälfte der Befragten, dass sie nicht wissen, wo sie ein Radon-Messgerät kaufen/bestellen können, zeigt dies eine der größten Hürden für das eigene Handeln.

ABBILDUNG 4
 Radonmessung;
 Angabe in Prozent der
 Befragten.

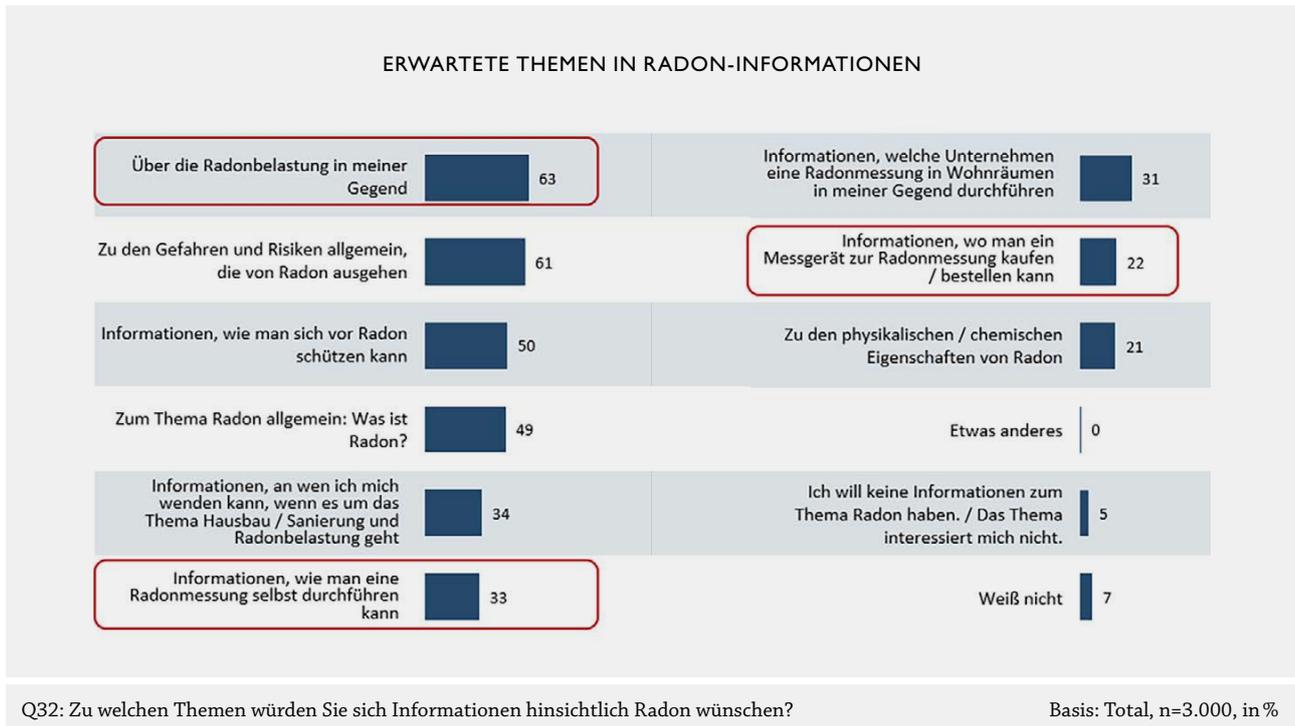


ABBILDUNG 5
 Erwartungen an die Radon-Information. Angaben in Prozent der Befragten.

SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR DIE RADON-KOMMUNIKATION

Die empirische Studie „Erfassung des Umgangs der deutschen Bevölkerung mit Radon als Grundlage für Risikokommunikation und Stärkung des Schutzverhaltens“ (Dilkova-Gnoyke et al. 2022) zeigt, dass Radon einer Mehrheit der deutschen Bevölkerung zumindest als Begriff bekannt sein dürfte, allerdings nur von Wenigen als Risiko für die eigene Gesundheit gesehen wird. Ebenso ist zu wenigen Personen bewusst, ob sie in einem Gebiet mit erhöhter Radon-Konzentration leben. Entsprechend wenig präsent ist auch die Möglichkeit, anhand von Radon-Messungen zu prüfen, ob in den eigenen vier Wänden zu hohe Radon-Konzentrationen vorliegen. Dies alles bedingt, dass kaum Bedürfnis nach Informationen über Radon besteht – obwohl inzwischen umfangreiche Informationsangebote von Bundes- und Länderbehörden vorhanden sind.

Zwar muss die Radon-Kommunikation teilweise weiter daran ansetzen, das Thema bekannter zu machen. Allerdings ist nicht ein mangelndes Verständnis Grund für bisherige Inaktivität. Zielführend ist es daher nicht, im Sinne eines „viel hilft viel“-Ansatzes noch mehr und tiefergehende Information zu Radon auszugeben. Entsprechend der Erkenntnisse aus der Forschung zu Gesundheitsverhalten, Gesundheitskommunikation und Risikokommunikation ist vielmehr eine differenzierte Kommunikation erforderlich, die auf unterschiedliche persönliche Einstellungen, Erfahrungen und Eigenschaften eingeht sowie an individuellen und gesellschaftlichen Hemmnissen für Radon-bewusstes Verhalten ansetzt (Lofstedt, 2018). Anstatt Fachwissen muss Handlungswissen vermittelt werden. Zudem muss deutlich werden, dass Radon nicht nur ein Problem „der Anderen“ ist sondern jeden persönlich betreffen kann, und dass diese persönliche Betroffenheit leicht mit Hilfe von Messungen festzustellen ist.

Das Strahlenschutzgesetz und mit ihm der Radonmaßnahmenplan sind erste wichtige Schritte, die gewährleisten, dass Kommunikation langfristig angelegt ist und verschiedene Akteure an einem Strang ziehen (Boulder et al., 2019). Damit bekommt die Radon-Risikokommunikation die nötige Kraft und Dringlichkeit. Die „Luft nach oben“ sollte weiterhin anhand sozialwissenschaftlich unterfütterter, sorgfältig ausgearbeiteter Kommunikationskonzepte gefüllt werden, in denen die Ziele und Maßnahmen der Kommunikation differenziert nach Zielgruppen und unterschiedlichen Stadien des Umgangs mit Informationen und Handlungsapellen ausgearbeitet sind. ●

LITERATURVERZEICHNIS

BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. (2019). *Radonmaßnahmenplan zur nachhaltigen Verringerung der Exposition gegenüber Radon*. https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/radonmassnahmenplan_bf.pdf

Bouder, F., Perko, T., Lofstedt R. et al. (2019). The Potsdam radon communication manifesto. *Journal of Risk Research*, 24(7), 902–912. <https://doi.org/10.1080/13669877.2019.1691858>

Clifford, S., Hevey, D. & Menezes, G. (2012). An investigation into the knowledge and attitudes towards radon testing among residents in a high radon area. *Journal of Radiological Protection*, 32(4), N141–N147. <https://doi.org/10.1088/0952-4746/32/4/n141>

Dilkova-Gnoyke, N., Gaber, R., Jerković, T. et al. (2022). *Erfassung des Umgangs der deutschen Bevölkerung mit Radon als Grundlage für Risikokommunikation und Stärkung des Schutzverhaltens – Vorhaben 36205722 I I*. Ressortforschungsberichte zum Strahlenschutz; 203/22 BfS-RESFOR-203/22, <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:0221-2022091534423>

Doyle, J. K., McClelland, G. H. & Schulze, W. D. (1990). *An Evaluation Of Strategies For Promoting Effective Radon Mitigation*. Risk Communication And Economic Research Series. United States Environmental Protection Agency. Policy, Planning, And Evaluation (PM-221). EPA 230-02-90-075 March 1990.

Fischhoff, B., Slovic, P. & Lichtenstein, S. (1978). How Safe is Safe Enough? A Psychometric Study of Attitudes Towards Technological Risks and Benefits. *Policy Sciences*, 9, pp. 127–152

Hevey, D. (2017). Radon Risk and Remediation: A Psychological Perspective. *Frontiers in Public Health*, 5, <https://doi.org/10.3389%2Fpubh.2017.00063>

Lofstedt, R. (2018). The communication of radon risk in Sweden: where are we and where are we going? *Journal of Risk Research*, 22(6), <https://doi.org/10.1080/13669877.2018.1473467>

StrlSchG – Strahlenschutzgesetz, Gesetz zum Schutz vor der schädlichen Wirkung ionisierender Strahlung (2017).

KONTAKT

Christiane Pözl-Viol
Bundesamt für Strahlenschutz
Referat DO 4 Risikokommunikation und
Wissensmanagement
Ingolstädter Landstraße 1
85764 Oberschleißheim-Neuherberg
E-Mail: cpoelzl@bfs.de

[BfS]

Wie der Klimawandel die UV-Strahlungsbelastung beeinflusst und was dies für Konsequenzen nach sich zieht

How climate change affects UV radiation exposure and what the consequences will be

ZUSAMMENFASSUNG

Der Klimawandel hat ernste Folgen für Mensch und Umwelt. Katastrophen wie Überschwemmungen oder Hitzewellen, die die Gesundheit des Menschen und die Umwelt extrem belasten, sind offensichtlich und zwingen zu Klimaschutz- und Klimaanpassungsmaßnahmen. Nicht so offensichtlich sind Auswirkungen, die Menschen und Natur unbemerkt betreffen. Eine davon ist die klimawandelbedingte Veränderung der UV-Strahlungsbelastung. Der Klimawandel beeinflusst auch in Deutschland die UV-Strahlung, sodass das Risiko für UV-bedingte Erkrankungen wie Krebserkrankungen an Augen und Haut noch weiter steigen kann. Die Klimawirkungs- und Risikoanalyse für Deutschland 2021 attestierte entsprechend den „UV-bedingten Gesundheitsschädigungen“ ein hohes Klimarisiko. Dieser Beitrag beschreibt die aktuellen Erkenntnisse bezüglich des Einflusses des Klimawandels auf die UV-Strahlungsbelastung und effektive Maßnahmen zur Anpassung an diese gesundheitliche Folge des Klimawandels.

CORNELIA
BALDERMANN,
SEBASTIAN LORENZ,
DANIELA WEISKOPF

ABSTRACT

Climate change has serious consequences for people and the environment. Catastrophes such as floods or heat waves, which have an extreme impact on human health and the environment, are obvious and force climate protection and climate adaptation measures. Not so obvious are impacts that go unnoticed on people and nature. One of them is the climate change-induced modification of UV radiation exposure. Also, in Germany, climate change affects UV radiation, so that the risk for UV-related diseases such as eye and skin cancer may increase even further. Accordingly, the Climate Impact and Risk Analysis for Germany 2021 attested a high climate risk to “UV-related health damage”. This paper describes the current findings regarding the influence of climate change on UV radiation exposure and effective measures to adapt to this health consequence of climate change.

EINLEITUNG

Durch den Klimawandel werden Umweltfaktoren wie Strahlungsverhältnisse, Luft- und Bodentemperatur, Niederschlag oder Winde beeinflusst. Auch ultraviolette (UV-)Strahlung ist einer dieser Faktoren.

UV-Strahlung ist der energiereichste Teil der optischen Strahlung (Strahlenschutz-

kommission, 2016). Sie ist für den Menschen nicht sichtbar und kann auch nicht mit anderen Sinnesorganen wahrgenommen werden. Der Mensch kann also nicht bemerken, wenn sich die Intensität der UV-Strahlung erhöht oder reduziert oder wie viel UV-Strahlung auf Augen und Haut einwirkt. Das ist fatal, denn UV-Strahlung ist zwar auf der einen Seite Initiator der körpereigenen Vitamin-D-Bildung,



Quelle: @nt/Stock.
adobe.com.

führt aber gleichzeitig zu ernsten sofort und später im Leben auftretenden Erkrankungen der Augen und der Haut und ist Hauptursache für Hautkrebs (Strahlenschutzkommission, 2016). UV-Strahlung schädigt das Erbgut und ist durch die Internationale Agentur für Krebsforschung (International Agency for Research on Cancer, IARC) in die höchste Risikogruppe 1 als „krebserregend für den Menschen“ eingestuft – wie zum Beispiel auch Asbest oder ionisierende Strahlung (El Ghissassi et al., 2009). Vor allem UV-bedingte Krebserkrankungen belasten das Wohl der Allgemeinheit und verursachen hohe Kosten für das Gesundheitswesen (Leitlinienprogramm Onkologie, 2014). UV-bedingte Gesundheitsschäden können jeden treffen. Vor allem Kinder sind besonders empfindlich gegenüber UV-Strahlung (Strahlenschutzkommission, 2016).

Die fehlende Wahrnehmung und das damit verbundene fehlende Risikobewusstsein äußert sich unter anderem in seit Jahrzehnten steigenden UV-bedingten Hautkrebserkrankungen (Leitlinienprogramm Onkologie, 2021). Der Klimawandel droht diese Situation noch zu verschlimmern. Dieser für die Gesundheit der Menschen wichtige Umstand wurde in der Klimawirkungs- und Risikoanalyse für Deutschland 2021 erstmals ausführlich beschrieben. Im Handlungsfeld „Menschliche Gesundheit“ wurde der entsprechenden Klimawirkung „UV-bedingte Gesundheitsschädigungen“ ein hohes Klimarisiko und ein dringendes Handlungserfordernis attestiert (Wolf et al., 2021). Anpassungsstrategien an die gesundheitlichen Folgen des Klimawandels sollen darum Maßnahmen zur Vorbeugung UV-bedingter Erkrankungen beinhalten (Leitlinienprogramm Onkologie, 2021; Wolf et al., 2021).

EINFLUSS DES KLIMAWANDELS AUF UV-STRAHLUNG IN DEUTSCHLAND

Bis UV-Strahlung der Sonne den Erdboden erreicht, beeinflussen unterschiedliche Faktoren welche Art der natürlichen UV-Strahlung (UV-A-, UV-B-, UV-C-Strahlung) und in welcher Intensität (UV-Bestrahlungsstärke) diese den Erdboden erreicht. Erdatmosphäre und Ozonschicht filtern die UV-Strahlung, sodass keine UV-C-Strahlung und nur circa 10 Prozent der UV-B-Strahlung den Erdboden erreichen können. UV-A-Strahlung erreicht den Erdboden bei wolkenlosem Himmel ungehindert. Eine Änderung der stratosphärischen Ozonschicht erhöht oder reduziert UV-B-Strahlung und damit die erdbodennahe UV-Bestrahlungsstärke insgesamt. Weitere Einflussfaktoren sind der Breitengrad, der Sonnenstand im Jahr und am Tag, die Bewölkung, die Aerosolarten und -konzentrationen, die Höhe des Aufenthaltsortes und das Rückstrahlvermögen (Albedo) von Oberflächen (Schnee, Fassaden, etc.).

DIREKTER EINFLUSS DES KLIMAWANDELS AUF DIE UV-STRAHLUNG

Aufgrund des Klimawandels verändern sich einige dieser Einflussfaktoren – hauptsächlich an den meisten Orten außerhalb der Polarregionen die Bewölkung, die Aerosole und das Reflexionsvermögen des Bodens (Neale et al., 2021). Für Deutschland sind dies derzeitigen Analysen zufolge vornehmlich der Zustand des stratosphärischen Ozons über geographisch begrenzten Regionen und die Bewölkung. Dies hat direkten Einfluss auf die Intensität der erdbodennahen UV-Bestrahlungsstärke, auf die UV-Jahresdosis und auf die individuelle UV-Strahlungsbelastung.

OZON

Durch den anthropogenen Ozonabbau erhöhte sich in den mittleren Breitengraden der nördlichen Hemisphäre und damit auch über Deutschland die UV-Bestrahlungsstärke um etwa 7 Prozent im Winter/Frühling sowie um etwa 4 Prozent in Sommer und Herbst (UNEP, 1998). Mit dem Verbot ozonabbauender Stoffe (Montrealer Protokoll) erholt sich die Ozonschicht wieder, jedoch kann bis heute für die mittleren Breitengrade (60 S – 60 N) kein deutlicher Anstieg des Gesamt Ozons festgestellt werden. Untersuchungen sehen zwar eine Erholung in der oberen Stratosphäre aber einen Ozonabbau in der unteren Stratosphäre (WMO, 2022). Die Gründe hierfür sind noch nicht abschließend geklärt, aber Treibhausgase werden als mögliche Ursache diskutiert (Ball et al., 2018). Konsequenz für den Menschen wäre, dass die UV-Bestrahlungsstärke und damit die UV-Strahlungsbelastung auf dem seit Beginn der Ozonproblematik erhöhten Niveau bleiben würde.

Der globale Zustand der stratosphärischen Ozonschicht dürfte jedoch insgesamt für die UV-Strahlungsbelastung in Deutschland nur eine geringfügige Rolle spielen. Ganz im Gegensatz zu sogenannten Niedrigozonereignissen – ozonarme Luftmassen, die über geographisch begrenzten Regionen für wenige Tage auftreten und unerwartet hohe UV-Bestrahlungsstärken verursachen (Leitlinienprogramm Onkologie, 2021). Von besonderer gesundheitlicher Relevanz sind vor allem Niedrigozonereignisse Ende März/Anfang April, die ihren Ursprung in winterlichen Ozonverlusten über der Arktis haben. 2020 stieg beispielweise Ende März/Anfang April aufgrund eines solchen Niedrigozonereignisses in Kombination mit den damals herrschenden Wetterbedingungen der UV-Index im Süden Deutschlands (München) von 3 auf 6 (Mitteilung aus dem deutschlandweiten UV-Messnetz, Messzentrale München / Neuherberg (Bundesamt für Strahlenschutz (BfS)), **ABBILDUNG 1**).

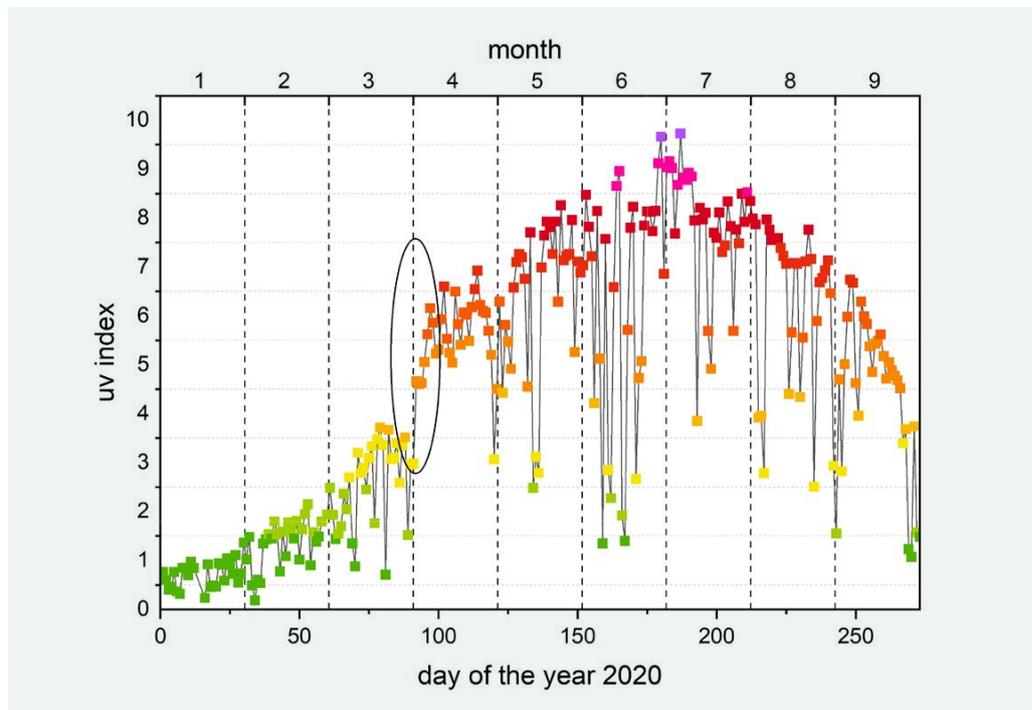


ABBILDUNG 1
Anstieg des UV-Index
in München, April 2020
(UV-Messnetz Deutsch-
land; Auswertung durch
das BFS).

Derart erhöhte UV-Bestrahlungsstärken, die eigentlich für den Frühsommer typisch sind, werden so kurz nach dem Winter nicht erwartet und Sonnenschutzmaßnahmen nicht bedacht. Die Häufigkeit dieser winterlichen, arktischen Ozonverluste und damit die Wahrscheinlichkeit für Niedrigozonereignisse Ende März/Anfang April haben in den letzten zwei Jahrzehnten zugenommen. Aktuelle Studien zufolge spielen Treibhausgase hierbei eine wichtige Rolle. Es wird prognostiziert, dass sich der Ozonabbau über der Arktis bis zum Ende des Jahrhunderts noch intensivieren könnte, wenn die globalen Treibhausgasemissionen nicht schnell und konsequent reduziert werden (von der Gathen et al., 2021).

BEWÖLKUNG

In den letzten zwei Jahrzehnten häufen sich die Jahre, in denen die Sonnenscheindauer über die normalen Schwankungen hinaus erhöht ist (ABBILDUNG 2; DWD, 2023). Dies deutet darauf hin, dass sich die Bewölkungssituation über Deutschland aufgrund des Klimawandels verändert. Der lineare Trend

für die Anzahl an jährlichen Sonnenscheinstunden liegt derzeit bei rund +162 Stunden in den Jahren 1951 bis 2022 im Vergleich zum vieljährigen Mittelwert (Referenzzeitraum 1961 bis 1990).

Mehr Sonnenscheinstunden bedeuten mehr Zeit, in der UV-Strahlung ungehindert die Erdoberfläche erreichen kann und in der sich Menschen UV-Strahlung aussetzen können. Auswertungen der Daten des deutschlandweiten UV-Messnetzes lassen erkennen, dass sich in sonnenreichen Jahren, wie beispielsweise 2003 und 2018, die Jahressumme der UV-Bestrahlungsstärke, sprich die UV-Jahresdosis, erhöht und deutlich über dem 20-jährigen Mittel liegt (Baldermann & Lorenz, 2019).

Hat sich die UV-Bestrahlungsstärke in den letzten Jahrzehnten nun geändert? Satellitengestützte Modellierungen des UV-Index, das Maß für den Tagesspitzenwert der sonnenbrandwirksamen UV-Bestrahlungsstärke (WHO, 2002), zeigen einen statistisch signifikanten Anstieg von bis zu +3,6 Prozent pro Jahrzehnt des mittleren jährlichen UV-Index. Diese modellierten Ergebnisse werden durch

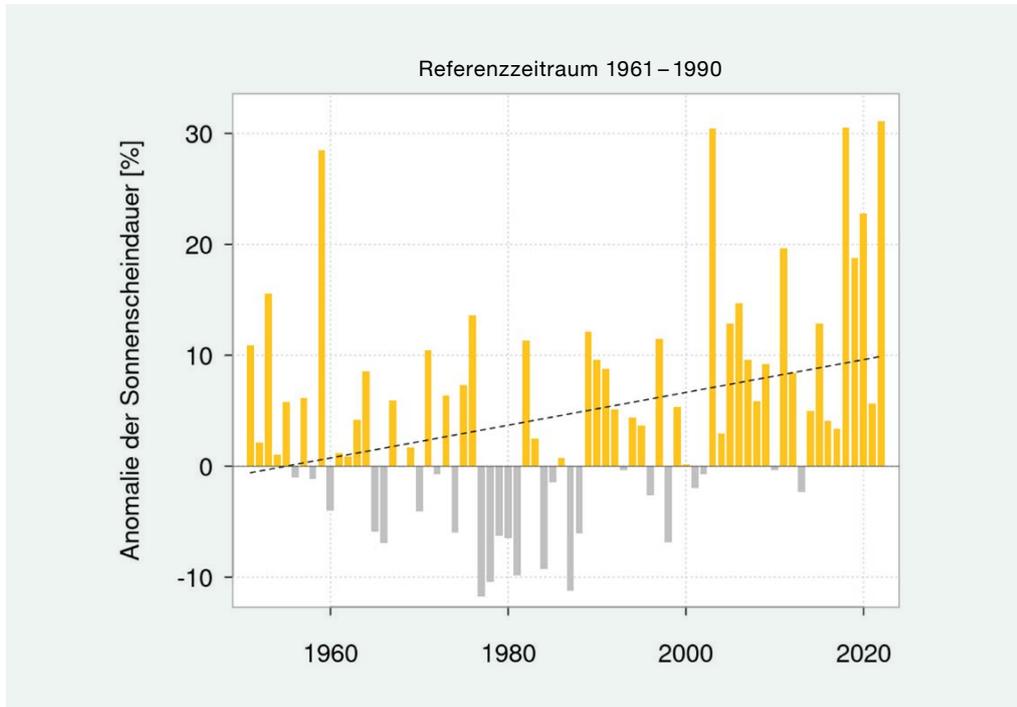


ABBILDUNG 2
Anomalie der Sonnenscheindauer (DWD, 2023).

Messungen der bodennahen UV-Strahlung gestützt (Fountoulakis et al., 2019). Analysen der Daten einer Messstation in Belgien zeigen in den letzten 22 Jahren (1996–2017) Veränderungen der UV-Strahlung von bis zu +5 Prozent pro Jahrzehnt. In Deutschland hat der UV-Index vor allem in den Frühlings- und Frühsommermonaten zugenommen (Vitt et al., 2020).

INDIREKTER EINFLUSS DES KLIMAWANDELS AUF DIE INDIVIDUELLE UV- STRAHLUNGSBELASTUNG

UV-Bestrahlungsstärke und UV-Jahresdosis sind mess- beziehungsweise berechenbare Parameter, die eine Veränderung der UV-Strahlungsbelastung anzeigen. Ein weiterer, nicht messbarer Aspekt ist das menschliche Verhalten – also wie sich der Mensch welcher intensiver UV-Strahlung aussetzt, sein sogenanntes UV-Expositionsverhalten. Dies hängt maßgeblich von den herrschenden Wetterverhältnissen und der Temperatur beziehungsweise von der gefühlten Temperatur

ab, also von Parametern, die gravierend durch den Klimawandel beeinflusst werden. Laut Aufzeichnungen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) über die letzten Jahrzehnte liegt in Deutschland der lineare Trend der Temperatur bei +1,7 °C (betrachteter Zeitraum 1951 bis 2022 im Vergleich zum vieljährigen Mittelwert (Referenzzeitraum 1961 bis 1990)). Wissenschaftliche Untersuchungen stützen die Theorie, dass die Menschen sich wegen klimawandelbedingt veränderter Wetterverhältnisse und erhöhter Temperaturen zunehmend im Freien aufhalten und so ihre individuelle UV-Belastung erhöhen können (Leitlinienprogramm Onkologie, 2021). Sehr hohe Temperaturen könnten dagegen zu einer Reduzierung der individuellen UV-Strahlungsbelastung führen, da der Aufenthalt im Freien eher vermieden wird. Hierbei ist aber zu bedenken, dass Verhaltensänderungen durch individuelle Faktoren wie Wärmeaffinität, Freizeitgestaltung, Alter und Geschlecht unterschiedlich ausfallen können.

GESUNDHEITLICHE AUSWIRKUNGEN

In den letzten 30 Jahren hat sich in Deutschland die Inzidenz für den hellen Hautkrebs vervier- (Männer) bis verfünffacht (Frauen), für den schwarzen Hautkrebs (Melanom) seit den 1970er Jahren verfünffacht (Leitlinienprogramm Onkologie, 2021). Derzeit erkranken in Deutschland rund 300.000 Menschen neu an Hautkrebs (Katalinic, 2022). Die Krankenhausbehandlungen UV-bedingter Hautkrebserkrankungen stiegen zwischen 2000 und 2020 um 81 Prozent, die Todesfälle mit derzeit rund 4.000 Verstorbenen pro Jahr im selben Zeitraum um 53 Prozent (Statistisches Bundesamt, 2022b). Zwischen 2000 und 2020 sind rund 70.000 Menschen in Deutschland aufgrund UV-bedingtem Hautkrebs (Melanom und sonstigen bösartigen Neubildungen der Haut) gestorben (Statistisches Bundesamt, 2022a).

Inwieweit dieses Krankheitsgeschehen mit dem Einfluss des Klimawandels assoziiert ist, ist derzeit nicht eindeutig zuordenbar, aber es existieren Modellrechnungen bezüglich der Auswirkung reduzierten stratosphärischen Ozons und erhöhter Temperaturen auf das Hautkrebsgeschehen: 1 Prozent reduziertes stratosphärisches Ozon könnte demnach Inzidenzanstiege für Hautkrebserkrankungen bis 4,6 Prozent bedeuten (Lopez Figueroa, 2011). Werden die vollständige Einhaltung des Montrealer Protokolls und der Hauttyp berücksichtigt, deuten Modellierungen auf ein Plus von drei bis vier zusätzlichen Hautkrebsfällen pro 100.000 Einwohner und Jahr bis zum Ende des 21. Jahrhunderts für Westeuropa hin (van Dijk et al., 2013). Die mit dem Klimawandel einhergehende Temperaturerhöhung könnte ebenfalls Einfluss auf das Hautkrebsgeschehen haben. Hitzestress kann den programmierten Zelltod UV-geschädigter Zellen hemmen (Calapre et al., 2016), und eine Erhöhung der Umgebungstemperatur könnte die Inzidenz für den hellen Hautkrebs ansteigen lassen (van der Leun et al., 2008). Dies ist jedoch noch nicht abschließend geklärt. Zellstudien

und Tierexperimente zeigen nämlich auch, dass eine UV-induzierte DNA-Schädigung nach Vorbehandlung mit Wärme deutlich geringer ausfallen und eine verzögerte und geringere Tumorbildung (heller Hautkrebs) auftreten kann (Lan et al., 2017).

Für das individuelle UV-bedingte Krankheitsgeschehen ist die Art, wie sich der Mensch welcher starker UV-Strahlung aussetzt, ausschlaggebend. Dies ist ein wesentlicher Risikofaktor für Hautkrebserkrankungen. Ein Plattenepithelkarzinom (helle Hautkrebsart) zu entwickeln, hängt beispielweise von der UV-Dosis ab, der ein Mensch während seines Lebens ausgesetzt war (kumulative Dosis). Intermittierende UV-Expositionen und Sonnenbrände verdoppeln das Risiko, an schwarzem Hautkrebs (Melanom) zu erkranken – bei Kindern wird von einer Verdreifachung gesprochen (Leitlinienprogramm Onkologie, 2014; Leitlinienprogramm Onkologie, 2021).

GESUNDHEITSFÖRDERNDE PRÄVENTIONSMASS- NAHMEN

Geeignete Maßnahmen sind primärpräventive Maßnahmen, die zum einen ein risikobewusstes und gesundheitsorientiertes Verhalten fördern (Verhaltensprävention) und zum anderen die Lebens-, Arbeits- und Umweltbedingungen der Menschen derart gestalten, dass hohe UV-Belastungen weitgehend vermieden werden können (Verhältnisprävention). Verhaltens- und verhältnispräventive Maßnahmen sollten sinnvoll ineinander greifen (Baldermann & Weiskopf, 2020; Leitlinienprogramm Onkologie, 2021). Zu den verhaltenspräventiven Maßnahmen gehören die Information über und die Anwendung von Schutzmaßnahmen entsprechend dem UV-Index. Verhältnispräventive Maßnahmen lassen sich grob in technische (z. B. Anzeige des UV-Index, Schaffung von Schattenoasen) und organisatorische Maßnahmen (z. B. Verschiebung der Aktivitäten im Freien auf Tageszeiten mit reduzierter UV-Belastung) unterteilen. Insgesamt sollen mit den

Maßnahmen die Voraussetzungen für einen bewussten Umgang mit Sonne und UV-Strahlung geschaffen und ein lebbarer UV-Schutz ermöglicht werden.

TABELLE I gibt einen Überblick über Maßnahmen, die in Kommunen, Gemeinden, Orten zum Schutz der Bevölkerung umgesetzt werden sollten. Weitere Maßnahmen und Handlungsempfehlungen sind unter anderem in der onkologischen S3-Leitlinie „Prävention von Hautkrebs“ (Leitlinienprogramm Onkologie, 2021) und in der Klimawirkungs- und Risikoanalyse 2021 für Deutschland, Teilbericht 5 (Wolf et al., 2021) aufgeführt.

Eine sehr wichtige Maßnahme ist die Visualisierung der herrschenden UV-Bestrahlungsstärke in Form des UV-Index (BfS, 2023), da die UV-Strahlung für den Menschen nicht

wahrnehmbar ist und entsprechende Fehleinschätzungen des Gesundheitsrisikos allgegenwärtig sind. Der UV-Index ist nicht nur eine Orientierungshilfe für die zu erwartende sonnenbrandwirksame UV-Bestrahlungsstärke, sondern gibt auch Empfehlungen, ab welchen UV-Index-Werten welche Sonnenschutzmaßnahmen ergriffen werden sollten.

Einige Maßnahmen, wie zum Beispiel die Schaffung effektiver Schattenplätze, können gleichzeitig gesundheitsschädlichen Hitzebelastungen vorbeugen (Leitlinienprogramm Onkologie, 2021). Allerdings ist hier zu berücksichtigen, dass gesundheitsrelevante UV-Bestrahlungsstärken auch dann herrschen können, wenn es kühl oder der Himmel bewölkt ist.

MASSNAHME	UMSETZUNG
Anzeige des UV-Index im öffentlichen Raum	<ul style="list-style-type: none"> ○ Anzeige des UV-Index im öffentlichen Raum (Freibäder, Badestellen, Stadtplätze, etc.): mittels Anzeigetafeln, auf denen der vorhergesagte UV-Index oder der sich über den Tag ändernde UV-Index eingetragen oder digital angezeigt wird.
Schaffung von Schattenplätzen überall dort, wo sich Menschen länger aufhalten (Kindertagesstätten, Schulen, Arbeitsplätze im Freien, Haltestellen des öffentlichen Verkehrs, Stadtparks, Freibäder, Sportplätze, etc.)	<ul style="list-style-type: none"> ○ mittels baulich-technischer Maßnahmen: Überdachungen, Sonnensegel, Sonnenschirme, Markisen, etc. (Parisi & Turnbull, 2014) ○ mittels Baumpflanzung (s. hierzu die Straßenbaumliste der Deutschen Gartenamtsleiterkonferenz (GALK) e. V.) in der Kommune, in Wartezonen des öffentlichen Nahverkehrs sowie in Kitas und Schulen. Bei Nutzung von Pflanzungen zur Schattengenerierung sind allergieauslösende Begrünungen zu vermeiden (Wolf et al., 2021).
Reduzierung UV-reflektierender Oberflächen	<ul style="list-style-type: none"> ○ Verwendung nicht reflektierender Oberflächen für Gebäudewände zur Reduzierung des Rückstrahlvermögens (Albedo) ○ Aufbau von Fassadenbegrünung ○ Entsigelung und Begrünung von Freiflächen
Zeiten für Aktivitäten unter freiem Himmel an UV-Strahlungsbelastung anpassen	<ul style="list-style-type: none"> ○ Veranstaltungen im Freien für den Nachmittag terminieren ○ Anpassung von Arbeitsabläufen (bei Arbeiten im Freien) und Tagesabläufen (z. B. für Kinder in Kindergärten und Schulen): ab einem UV-Index 3 zwischen 11 und 15 Uhr möglichst im Schatten und ab einem UV-Index 8 möglichst in Gebäuden sein ○ Sporttrainingszeiten / Sportveranstaltungen im Sommer auf Spätnachmittag / Abend verlegen ○ Ausflüge im Frühjahr oder Herbst planen

TABELLE I
 Konkrete verhältnispräventive Maßnahmen in Kommunen.

DISKUSSION UND FAZIT

Die bisherigen Erkenntnisse zeigen, dass der Klimawandel auch in Deutschland die UV-Strahlungsbelastung beeinflusst. Plötzlich hohe UV-Strahlungsintensitäten aufgrund von Niedrigozonereignissen, kaum Bewölkung und damit steigende Anzahl an Sonnenstunden und viele warme Tage, an denen man gerne draußen ist – das alles kann das UV-bedingte Erkrankungsrisiko eines jeden Einzelnen erhöhen. Es besteht dringender Handlungsbedarf.

Umfragen verdeutlichen dies zusätzlich. So zeigen vom Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) in Auftrag gegebene Umfragen, dass verhältnispräventive Maßnahmen wie das Einrichten von Schattenplätzen immer weniger vorgefunden werden, je älter die Kinder in den Einrichtungen sind (Hanewinkel et al., 2022). Und obwohl das Risiko durch UV-Strahlung sowie mögliche Schutzmaßnahmen bekannt sind, wird oft nicht danach gehandelt (Huber et al., 2022).

Es ist darum geboten, jetzt zu handeln, zumal die deutschlandweite Etablierung effektiver und nachhaltiger verhaltens- und verhältnispräventiver Maßnahmen Zeit in Anspruch nimmt. Dies kann auf den ersten Blick kostspielig erscheinen, aber internationale gesundheitsökonomische Studien zeigen, dass das Doppelte bis Vierfache der in Präventionsmaßnahmen investierten Kosten eingespart werden kann (Leitlinienprogramm Onkologie, 2021).

Das Risiko für UV-bedingte Erkrankungen wirkungsvoll zu senken, ist eine gesellschaftspolitische Aufgabe und umfasst vorbeugende Maßnahmen von Geburt an. Vor allem ein wirkungsvoller Schutz der Kinder ist geboten, da Kinder eine gegenüber Erwachsenen deutlich höhere Empfindlichkeit der Augen und der Haut für UV-Strahlung aufweisen (Strahlenschutzkommission, 2016).

Eine der wichtigsten Grundvoraussetzungen für die effektive und nachhaltige Etablierung primärpräventiver Maßnahmen zur Vorbeugung UV-bedingter Erkrankungen ist die politische und programmatische

Verankerung. Anbieten würde sich hier das Präventionsgesetz. Bemühungen zur Umsetzung einer solchen politischen Verankerung zeigten bisher jedoch nicht den erwünschten Erfolg. Hier ist noch ein weiter Weg zu gehen, damit UV-Schutz in den Lebenswelten der Menschen eine Selbstverständlichkeit wird.

LITERATUR

- Baldermann, C., & Lorenz, S. (2019). UV-Strahlung in Deutschland: Einflüsse des Ozonabbaus und des Klimawandels sowie Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung. *Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz*, 62(5), 639–645. <https://doi.org/10.1007/s00103-019-02934-w>
- Baldermann, C., & Weiskopf, D. (2020). Verhaltens- und Verhältnisprävention Hautkrebs. *Der Hautarzt*, 71(8), 572–579. <https://doi.org/10.1007/s00105-020-04613-3>
- Ball, W. T., Alsing, J., Mortlock, D. J. et al. (2018). Evidence for a continuous decline in lower stratospheric ozone offsetting ozone layer recovery. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18(2), 1379–1394. <https://doi.org/10.5194/acp-18-1379-2018>
- BfS – Bundesamt für Strahlenschutz. (2023). *UV-Index*. Abgerufen am 20. Februar 2023 von https://www.bfs.de/DE/themen/opt/uv/uv-index/uv-index_node.html
- Calapre, L., Gray, E. S., Kurdykowski, S. et al. (2016). Heat-mediated reduction of apoptosis in UVB-damaged keratinocytes in vitro and in human skin ex vivo. *BMC Dermatology*, 16(1), 6. <https://doi.org/10.1186/s12895-016-0043-4>
- DWD – Deutscher Wetterdienst. (2023). *Zeitreihen und Trends*. Abgerufen am 20. Februar 2023 von <https://www.dwd.de/DE/leistungen/zeitreihen/zeitreihen.html>
- El Ghissassi, F., Baan, R., Straif, K. et al. (2009). A review of human carcinogens—part D: radiation. *Lancet Oncol*, 10(8), 751–752. [https://doi.org/10.1016/S1470-2045\(09\)70213-x](https://doi.org/10.1016/S1470-2045(09)70213-x)
- Fountoulakis, I., Diémoz, H., Siani, A.-M. et al. (2019). Solar UV Irradiance in a Changing Climate: Trends in Europe and the Significance of Spectral Monitoring in Italy. *Environments*, 7. <https://doi.org/10.3390/environments7010001>
- Hanewinkel, R., Janssen, J., Hübner, I.-M. et al. (2022). Schattenplätze zur Hautkrebsprävention in Kindertagesstätten und Schulen. *Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz* 65, 1324–1333. <https://doi.org/10.1007/s00103-022-03616-w>

- Huber, L., Jerkovic, T., Marczuk, L. et al. (2022). *Was denkt Deutschland über Strahlung? Vorhaben 3621572210* (BFS-RESFOR-201/22). (Ressortforschungsberichte zum Strahlenschutz ; 201/22, Issue. <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:0221-2022081833825>
- Katalinic, A. (2022). *Update – Prognose und Zahlen zu Hautkrebs in Deutschland*. https://www.krebsregister-sh.de/wp-content/uploads/2022/04/Zahlen_Hautkrebs_2022-1.pdf
- Lan, C. E., Wang, Y. T., Lu, C. Y. et al. (2017). The effect of interaction of heat and UVB on human keratinocyte: Novel insights on UVB-induced carcinogenesis of the skin. *J Dermatol Sci*, 88(2), 207-215. <https://doi.org/10.1016/j.jdermsci.2017.06.015>
- Leitlinienprogramm Onkologie. (2021). S3-Leitlinie Prävention von Hautkrebs, Langversion 2.0. In (Deutsche Krebsgesellschaft, Deutsche Krebshilfe, AWMF) (Ed.). Abgerufen am 20.02.2023 von <https://www.leitlinienprogramm-onkologie.de/leitlinien/hautkrebs-praevention/>
- Leitlinienprogramm Onkologie. (2014). S3-Leitlinie Prävention von Hautkrebs, Langversion 1.1. In (Deutsche Krebsgesellschaft, Deutsche Krebshilfe, AWMF) (Ed.). Abgerufen am 20. Februar 2023 von <http://leitlinienprogramm-onkologie.de/Leitlinien.7.0.html>
- Lopez Figueroa, F. (2011). Climate Change and the Thinning of the Ozone Layer: Implications for Dermatology. *Actas dermo-sifiliográficas*, 102, 311-315. [https://doi.org/10.1016/S1578-2190\(11\)70813-7](https://doi.org/10.1016/S1578-2190(11)70813-7)
- Neale, R. E., Barnes, P. W., Robson, T. M. et al. (2021). Environmental effects of stratospheric ozone depletion, UV radiation, and interactions with climate change: UNEP Environmental Effects Assessment Panel, Update 2020. *Photochem Photobiol Sci*, 20(1), 1–67. <https://doi.org/10.1007/s43630-020-00001-x>
- Parisi, A. V., & Turnbull, D. J. (2014). Shade provision for UV minimization: a review. *Photochem Photobiol*, 90(3), 479–490. <https://doi.org/10.1111/php.12237>
- Statistisches Bundesamt. (2022a). *Genesis-Datenbank – Todesursachenstatistik. 23211-0001: Gestorbene: Deutschland, Jahre, Todesursachen; Melanom und sonstige bösartige Neubildungen der Haut*. Statistisches Bundesamt. Abgerufen am 12. August 2022 von <https://www-genesis.destatis.de/genesis/online>
- Statistisches Bundesamt. (2022b). *Hautkrebs führte im Jahr 2020 zu 81 % mehr Krankenhausbehandlungen und 53 % mehr Todesfällen als im Jahr 2000*. Statistisches Bundesamt. Abgerufen am 6. April 2022 von https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2022/04/PD22_N018_231.html
- Strahlenschutzkommission. (2016). Empfehlung der Strahlenschutzkommission „Schutz des Menschen vor den Gefahren solarer UV-Strahlung und UV-Strahlung in Solarien“. https://www.ssk.de/SharedDocs/Beratungsergebnisse/2016/2016-02-11%20Empf_UV-Schutz_KT.html?nn=2241510
- UNEP – United Nations Environment Programme. (1998). Environmental effects of ozone depletion: 1998 assessment. UNEP.
- van der Leun, J. C., Piacentini, R. D., & de Gruijl, F. R. (2008). Climate change and human skin cancer. *Photochem Photobiol Sci*, 7(6), 730–733. <https://doi.org/10.1039/b719302e>
- van Dijk, A., Slaper, H., den Outer, P. N. et al. (2013). Skin cancer risks avoided by the Montreal Protocol—worldwide modeling integrating coupled climate-chemistry models with a risk model for UV. *Photochem Photobiol*, 89(1), 234–246. <https://doi.org/10.1111/j.1751-1097.2012.01223.x>
- Vitt, R., Laschewski, G., Bais, A. F. et al. (2020). UV-Index Climatology for Europe Based on Satellite Data. *Atmosphere*, 11(7). <https://doi.org/10.3390/atmos11070727>
- von der Gathen, P., Kivi, R., Wohltmann, I. et al. (2021). Climate change favours large seasonal loss of Arctic ozone. *Nature Communications*, 12(1), 3886. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-24089-6>
- Wolf, M., Ölmez, C., Schönthaler, K. et al. (2021). Klimawirkungs- und Risikoanalyse für Deutschland 2021 – Teilbericht 5: Klimarisiken in den Clustern Wirtschaft und Gesundheit. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/KWRA-Teil-5-Wirtschaft-Gesundheit>
- WHO – World Health Organization, W. M. O., United Nations Environment, Programme, International Commission on Non-Ionizing Radiation Protection. (2002). Global solar UV index : a practical guide. Geneva. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/42459>
- WMO – World Meteorological Organization. (2022). Executive Summary - Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2022. GAW Report No. 278, 56 pp. <https://ozone.unep.org/science/assessment/sap>, <https://www.csl.noaa.gov/assessments/ozone/2022>

KONTAKT

Dr. Cornelia Baldermann
Bundesamt für Strahlenschutz
Fachgebiet WR 4 Optische Strahlung
Ingolstädter Landstraße 1
85764 Oberschleißheim
E-Mail: cbaldermann@bfs.de

[BfS]

Management von Patienten und Patientinnen mit saisonaler allergischer Rhinitis: Diagnostische Berücksichtigung von Sensibilisierungen gegen Pollenallergene jenseits der Therapieallergene-Verordnung*

Management of patients with seasonal allergic rhinitis: Diagnostic consideration of sensitization to non-frequent pollen allergens

* Der Artikel wurde 2021 im Journal *Clinical and Translational Allergy* (Vol 11(8), e12058, <https://doi.org/10.1002/ctt2.12058>) auf englischer Sprache veröffentlicht und liegt hier in übersetzter und gekürzter Form vor. Die vollständige deutsche Fassung ist im *Allergo Journal* (2023, Vol 32(2), 34–46, <https://doi.org/10.1007/s15007-023-5691-1>) erschienen.

ZUSAMMENFASSUNG

Ein wichtiges Instrument in der Diagnostik von Pollenallergien sind Haut-Pricktestungen mittels Testallergenen. In der vom *Global Allergy and Asthma European Network* für Europa empfohlenen Mindesttestreihe sind zehn Pollenallergene enthalten. Ergänzend dazu müssen in konkreten Fällen unter Umständen weitere Pollenallergene berücksichtigt werden, aber nicht immer kann von den diesbezüglich erforderlichen Kenntnissen ausgegangen werden. Für Deutschland stellt sich die Situation noch schwieriger dar, weil Testallergene hier einer behördlichen Zulassung bedürfen. Ein Rückgang kommerziell erhältlicher Testallergene kann zu einer diagnostischen Lücke bei Patienten und Patientinnen mit seltenen Allergien führen. Wie viele Patienten und Patientinnen mit weniger häufigen und seltenen Pollenallergien wären von dieser Lücke betroffen? Die hier gezeigten Daten beantworten diese Frage teilweise.

ABSTRACT

Diagnosis of pollen allergies is mainly based on test allergens for skin prick testing. In the minimum battery of test inhalant allergens recommended by the Global Allergy and Asthma European Network 10 pollen allergens are included. Complementary other pollen allergens may need to be considered; however, respective awareness may not always be granted. Furthermore, at least in Germany, the situation may be even more complicated by the fact that test allergens need regulatory approval. A decline in commercially available test allergens may result in a diagnostic gap regarding patients with non-frequent allergies. How many patients with non-frequent pollen allergies would be affected by this gap? The data presented here partly answer this question.

HINTERGRUND

Allergene aus Pollen (aus Gründen der Vereinfachung wird in diesem Dokument „Pollen“ als Synonym für „Pollenkorn“ verwendet; zur korrekten Anwendung von „Pollen“ und „Pollenkorn“ siehe (VDI, 2019)) sind

die Hauptverursacher allergischer Atemwegserkrankungen. In Deutschland leiden 15 Prozent der Erwachsenen und 11 Prozent der Kinder und Jugendlichen an allergischer Rhinitis und 9 beziehungsweise 5 Prozent an Asthma (Daten von 2008 bis 2011 (Erwachsene) und 2003 bis 2006 (Kinder und

CONNY HÖFLICH¹,
GALINA BALAKIRSKI²,
ZUZANNA HAJDU³,
JENS MALTE BARON²,
KATHARINA
FIETKAU², HANS
F. MERK², ULRICH
STRASSEN³, HENNING
BIER³, WOLFGANG
DOTT², HANS-GUIDO
MÜCKE¹, WOLFGANG
STRAFF¹, GERDA
WURPTS², AMIR
S. YAZDI², ADAM
CHAKER^{3,4}, STEFANI
T.M. RÖSELER²

1 Umweltbundesamt
2 Universitätsklinikum
RWTH Aachen
3 Technische
Universität München
4 Zentrum für Allergie
und Umwelt (ZAUM)



Quelle: peterschreiber-media/stock.adobe.com.

Jugendliche)) (Langen et al., 2013; Schlaud et al., 2007). Aufgrund von Kreuzreaktivitäten zu Nahrungsmitteln können Pollenallergene zusätzlich für orale Symptome verantwortlich sein (sog. orales Allergiesyndrom oder pollenbedingtes Nahrungsmittelallergiesyndrom) (Treadler & Simon, 2017), und sie können, wenn auch eher selten, Auslöser einer anaphylaktischen Reaktion sein (Worm et al., 2014).

In Deutschland sind die häufigsten klinisch relevanten Pollentypen (botanische Namen in Klammern) derzeit Pollen der Familie der Süßgräser (*Poaceae*; einschließlich Wiesenlieschgras, ausgenommen Bermudagrass) und Pollen der Familie der Birkengewächse (*Betulaceae*; u.a. Birke, Erle und Hasel): Fast jeder fünfte Erwachsene ist gegen Lieschgraspollen beziehungsweise Birkenpollen sensibilisiert

(Haftenberger et al., 2013), und bei 90 beziehungsweise 91 Prozent der erwachsenen Patienten und Patientinnen mit Verdacht auf eine allergische Atemwegserkrankung und Sensibilisierung gegen Süßgräser beziehungsweise Birkenpollen ist diese Sensibilisierung klinisch relevant (Burbach et al., 2009).

Die Diagnose einer Pollenallergie basiert hauptsächlich auf Testallergenen für Haut-Pricktestungen. Im Jahr 2009 hat das *Global Allergy and Asthma European Network* (GA²LEN) eine standardisierte Batterie von Testallergenen für den klinischen Einsatz und die Forschung empfohlen, mit der Sensibilisierungen für die Mehrheit der untersuchten Probanden identifiziert werden konnten (Bousquet et al., 2009; Burbach et al., 2009; Heinzerling et al., 2009). In Bezug auf Pollen umfasste diese Batterie Erle (*Alnus*), Birke

(*Betula*), Zypresse (*Cupressus*), Hasel (*Corylus*), Beifuß (*Artemisia*), Olive (*Olea europaea*), Platane (*Platanus*), Ambrosia, Süßgräser (*Poaceae*; außer Mais) und Glaskraut (*Parietaria judaica*) (Bousquet et al., 2009). Ergänzend dazu müssen bei der Untersuchung von Patienten mit saisonalen allergischen Beschwerden gelegentlich weitere Allergene wie zum Beispiel Gänsefuß- oder Wegerichpollen berücksichtigt werden, aber nicht immer kann von den diesbezüglich erforderlichen Kenntnissen ausgegangen werden.

In Deutschland stellt sich die Situation noch schwieriger dar, da Testallergene als Arzneimittel gelten und Arzneimittel zur Sicherung von Qualität, Wirksamkeit und Sicherheit eine behördliche Zulassung durch das Paul-Ehrlich-Institut (PEI), das Bundesinstitut für Impfstoffe und Bioarzneimittel, benötigen. Das bedeutet, dass auch Testallergene vor ihrer Zulassung klinische Phase-I-, -II- und -III-Studien durchlaufen müssen (Mahler, 2018). Seitens der Pharmaunternehmen kann dies zu einem unwirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Verhältnis führen, wenn es um seltene Allergene geht, und dadurch kann die Zulassung von Testallergenen für seltene Allergien in den Hintergrund geraten. In der Tat hat die Zahl der in Deutschland zugelassenen Testallergene in den letzten Jahren deutlich abgenommen (Mahler, 2018).

Ungeachtet der oben beschriebenen Schwierigkeiten haben Patienten und Patientinnen mit Allergien gegen seltene Allergene das gleiche Recht auf adäquate Diagnose und Therapie wie Patienten und Patientinnen mit Allergien gegen häufige Allergene (Klimek et al., 2018; Mahler, 2018). Zusätzlich muss ein gesellschaftlicher Aspekt berücksichtigt werden: Allergene, die heute selten sind, können morgen häufig auftreten, wie zum Beispiel für Ambrosiapollen und entsprechende Sensibilisierungen in Italien gezeigt (Scala et al., 2018). So kann das Monitoring von Sensibilisierungen gegen seltene Allergene auf Veränderungen des Allergenspektrums hinweisen, wie sie beispielsweise im Zuge des Klimawandels zu erwarten sind (Lake et al., 2017).

Nach Angaben der Europäischen Union (EU) ist eine Krankheit als selten definiert, wenn nicht mehr als 5 von 10.000 Menschen in der EU davon betroffen sind (Klimek et al., 2018). Diese Definition könnte auch zur Definition seltener Allergien verwendet werden, und tatsächlich scheint die seit 2008 geltende deutsche Therapieallergene-Verordnung (TAV) diese Definition verwendet zu haben (Bonertz et al., 2018; Klimek et al., 2018). Laut TAV können in Deutschland derzeit Allergene der folgenden Quellen als häufige Allergene angesehen werden: Pollen von Erle (*Alnus*), Hasel (*Corylus*), Birke (*Betula*) und Süßgräsern (*Poaceae*; außer Mais), Hausstaubmilben (*Dermatophagoides*), Bienengift und Wespengift. Alle anderen Allergene einschließlich anderer Pollenallergene und berufsbedingter Allergene würden dementsprechend als seltene oder – wie im Folgenden – als weniger häufige und seltene Allergene gelten.

Die Abnahme der Anzahl und des Spektrums von kommerziell erhältlichen Testallergenen kann zu einer diagnostischen (und entsprechend therapeutischen) Lücke bei Patienten und Patientinnen mit weniger häufigen und seltenen Allergien führen (Jossé & Mahler, 2018; Klimek et al., 2018; Mahler, 2018). In Bezug auf Pollen würde dies zum Beispiel Allergien gegen Beifuß oder Ambrosia, aber auch gegen Esche, Platane, Gänsefuß oder Wegerich betreffen.

Wie viele Menschen könnten von dieser diagnostischen Lücke betroffen sein? Die oben zitierte GA²LEN Pricktest-Studie I beinhaltet Patientendaten zu zehn Pollenallergenen, darunter sechs weniger häufige und seltene (Heinzerling et al., 2009). Auf der Basis von Patientendaten aus zwei deutschen Bundesländern ergänzen wir die Liste der getesteten Pollenallergene um weitere sechs weniger häufige und seltene. Die Sensibilisierungsdaten wurden mittels Haut-Pricktestungen und/oder sIgE-Analysen gewonnen und um anamnestiche Daten zu Beschwerdemonaten und regionale Pollendaten ergänzt.

ERGEBNISSE

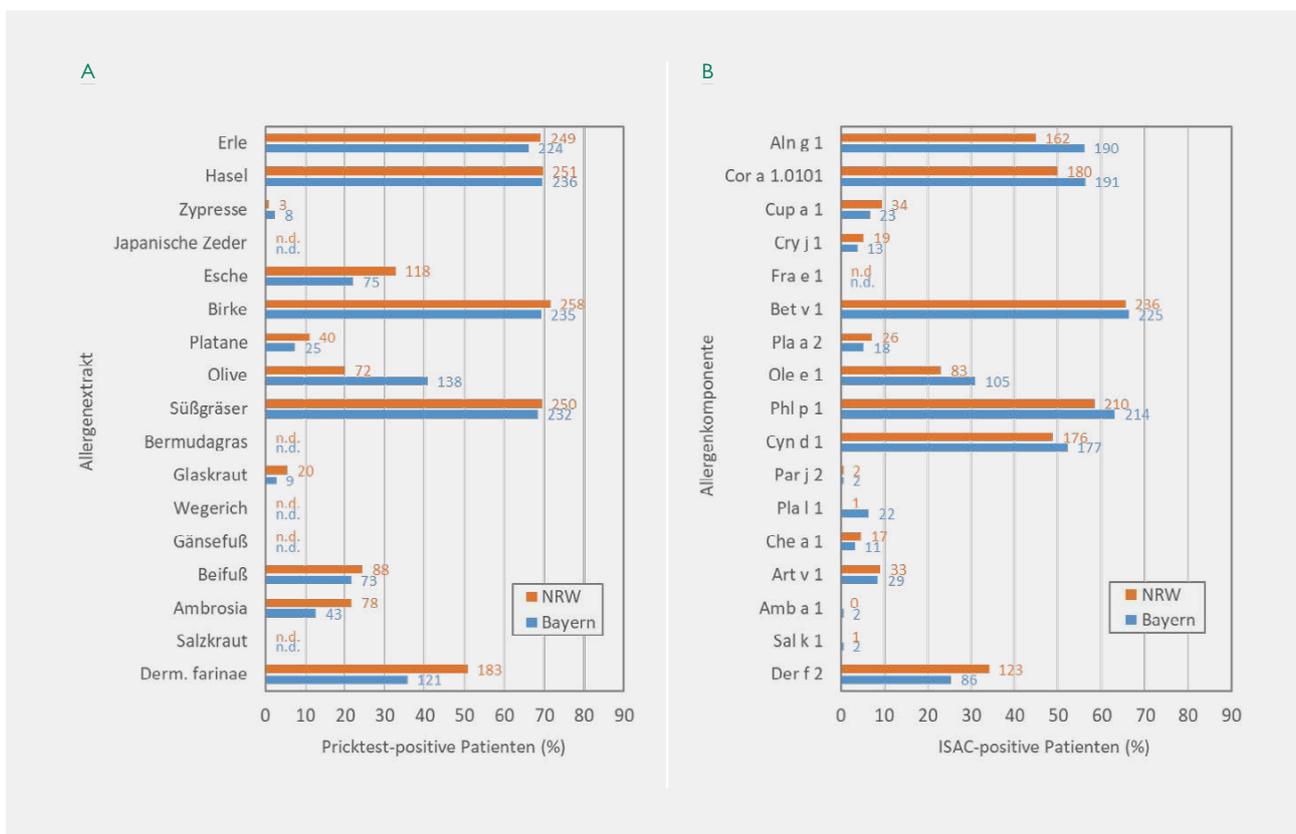
SENSIBILISIERUNGSDATEN

Daten zu Sensibilisierungen gegen Pollenallergene, die durch Hauttestung erhoben wurden, sind in **ABBILDUNG 1A** dargestellt. Mit Werten über 65 Prozent waren die Patienten und Patientinnen am häufigsten gegen Pollenallergene von Erle, Hasel, Birke und Süßgräsern sensibilisiert, sowohl in NRW als auch in Bayern. Mit Sensibilisierungsraten unter 65 und über 10 Prozent folgten Esche (33%), Olive (20%), Beifuß (25%), Ambrosia (22%) und Platane (11%) in NRW und Olive (41%), Esche (22%), Beifuß (22%) und Ambrosia (13%) in Bayern. Sensibilisierungsraten

unter 10 Prozent wurden für Glaskraut (6%) und Zypresse (1%) in NRW und für Platane (7%), Glaskraut (3%) und Zypresse (2%) in Bayern gemessen.

Daten zu Sensibilisierungen gegen Pollenallergene, die mittels ISAC-Technologie erhoben wurden, sind in **ABBILDUNG 1B** dargestellt. Mit Raten von 45 Prozent für Aln g 1 (Erle) in NRW bis 66 Prozent für Bet v 1 (Birke) in Bayern waren die Patienten und Patientinnen am häufigsten gegen die Komponenten von Erle, Hasel, Birke und Wiesenlieschgras sensibilisiert. Cyn d 1 (Bermudagrass) zeigte Sensibilisierungsraten von 49 Prozent in NRW und 52 Prozent in Bayern. Eine Sensibilisierung gegen Ole e 1 (Olive) wurde bei 23 Prozent der NRW-Patienten

ABBILDUNG 1
Sensibilisierungen
gegen Pollenallergene
in Patienten mit allergischer Rhinitis.



Sensibilisierungsdaten von 2011 bis 2013, (A) Pricktest-Daten, (B) ISAC-Daten. Allergenextrakte bzw. Allergenkomponenten sind absteigend nach dem Beginn der Blütezeit der entsprechenden Pflanzen sortiert. Daten zur Sensibilisierung gegen Hausstaubmilbe (Derm. farinae bzw. Der f 2) als einem ganzjährigem respiratorischen Allergen sind am Ende dargestellt. Die Werte hinter den Balken zeigen die entsprechenden Patientenzahlen. Orange Balken und Zahlen: NRW. Blaue Balken und Zahlen: Bayern. n. d.: keine Daten

und -Patientinnen und 31 Prozent der Bayern-Patienten und -Patientinnen nachgewiesen. Sensibilisierungsraten zwischen 10 und 1 Prozent wurden für Cup a 1 (Zypresse; 9%), Art v 1 (Beifuß; 9%), Pla a 2 (Platane; 7%), Cry j 1 (Japanische Zeder; 5%) und Che a 1 (Gänsefuß; 5%) in NRW und für Art v 1 (Beifuß; 9%), Cup a 1 (Zypresse; 7%), Pla l 1 (Wegerich; 7%), Pla a 2 (Platane; 5%), Cry j 1 (Japanische Zeder; 4%) und Che a 1 (Gänsefuß; 3%) in Bayern gemessen. Sensibilisierungsraten unter 1 Prozent wurden für Par j 2 (Glaskraut; 0,6%), Pla l 1 (Wegerich; 0,3%), Sal k 1 (Salzkraut; 0,3%) und Amb a 1 (Ambrosia; 0%) in NRW und für Par j 2 (Glaskraut; 0,6%), Sal k 1 (Salzkraut; 0,6%) und Amb a 1 (Ambrosia; 0,6%) in Bayern gemessen.

Gegen mindestens eine der Pollen-Panallergenkomponenten waren 17 Prozent (119/699)

der Patienten und Patientinnen sIgE-positiv (NRW: 16% [56/360], Bayern: 19 Prozent [63/339]; $p=0,287$). Der Ausschluss dieser Patienten und Patientinnen aus der Analyse änderte das Sensibilisierungsmuster kaum (Supplement der [Originalpublikation](#), dort Abbildung 1).

KORRELATION DER SENSIBILISIERUNGSDATEN

Die Sensibilisierungsdaten korrelierten teilweise stark miteinander, auch über die beiden Testprinzipien hinweg. Datenpaare mit einem Korrelationskoeffizienten $>0,7$ sind in **TABELLE I** angegeben. Die Korrelationskoeffizienten aller Datenpaare sind im Supplement der [Originalpublikation](#), dort Tabelle 2, dargestellt.

DATENPAAR	KORRELATIONSKOEFFIZIENT
Pricktest Erle / Pricktest Hasel	0,901
Pricktest Erle / Pricktest Birke	0,888
Pricktest Hasel / Pricktest Birke	0,857
Pricktest Erle / ISAC-Test Bet v I (Birke)	0,852
Pricktest Hasel / ISAC-Test Bet v I (Birke)	0,846
Pricktest Birke / ISAC-Test Bet v I (Birke)	0,847
Pricktest Süßgräser / ISAC-Test Phl p I (Wiesenlieschgras)	0,783
Pricktest Derm. farinae / ISAC-Test Der f 2 (Derm. farinae)	0,707
ISAC-Test Aln g I (Erle) / ISAC-Test Cor a I.0101 (Hasel)	0,850
ISAC-Test Aln g I (Erle) / ISAC-Test Bet v I (Birke)	0,724
ISAC-Test Cor a I.0101 (Hasel) / ISAC-Test Bet v I (Birke)	0,764
ISAC-Test Phl p I (Wiesenlieschgras) / ISAC-Test Cyn d I (Bermudagrass)	0,784

TABELLE I

Korrelation der Sensibilisierungen: Datenpaare mit starker Korrelation

Entsprechend der Testergebnisse wurden die Patienten in Test-negativ bzw. Test-positiv eingeteilt. Die Korrelation der Testergebnisse wurde durch Berechnung der entsprechenden Spearman's-Rang-Korrelationskoeffizienten ermittelt. Datenpaare mit signifikanten Korrelationskoeffizienten $>0,7$ als Indikator einer starken Korrelation sind abgebildet. Die Korrelationskoeffizienten aller Datenpaare finden sich im Supplement der Originalpublikation, dort Tabelle 2.

RELATION VON SENSIBILISIERUNGEN ZU BESCHWERDEMONATEN

Daten über den Zusammenhang zwischen Sensibilisierungen und Beschwerdemonaten sind in **TABELLE 2A,B** (Pricktest-Daten) und **TABELLE 2C,D** (sIgE-Daten) dargestellt.

Im Vergleich zu Patienten und Patientinnen ohne entsprechende Pollensensibilisierung zeigten diejenigen mit Sensibilisierung gegen Baumpollen in den ersten Monaten des Jahres häufiger Symptome, während diejenigen mit Sensibilisierung gegen Süßgräser oder Kräuterpollen häufiger Symptome in der Jahresmitte und im Spätsommer zeigten. Dieses Muster galt insbesondere für sIgE-diagnostizierte Sensibilisierungen. Es galt jedoch nicht für alle getesteten Allergene und insbesondere nicht für solche mit Sensibilisierungszahlen kleiner $n=10$.

Im Mittel wurden für Pricktest-diagnostizierte Baumpollensensibilisierungen (**TABELLE 2A,B**) im Dezember die niedrigsten und im April beziehungsweise Mai Höchstwerte beobachtet (Dezember: NRW 39,4%, Bayern 51,7%; April: Bayern 113,6%; Mai: NRW 111,7%; nur entsprechende Felder mit Farbskalierung). Für Pricktest-diagnostizierte Gräser- oder Kräuterpollensensibilisierungen wurden entsprechend niedrigste und Höchstwerte im Dezember beziehungsweise Februar und im Juni beziehungsweise Juli beobachtet (Dezember: NRW 44,0%; Februar: Bayern 73,8%; Juni: NRW 127,8%; Juli: Bayern 128,4%; nur entsprechende Felder mit Farbskalierung).

Im Mittel wurden für sIgE-diagnostizierte Baumpollensensibilisierungen (**TABELLE 2C,D**) im Dezember die niedrigsten und im März die Höchstwerte beobachtet (Dezember: NRW 38,6%, Bayern 30,8%; März: NRW 112,3%, Bayern 123,3%; nur entsprechende Felder mit Farbskalierung). Für sIgE-diagnostizierte Gräser- oder Kräuterpollensensibilisierungen wurden entsprechende Werte im Dezember beziehungsweise Januar und im Juni beziehungsweise Juli beobachtet (Dezember: Bayern 58,6%; Januar: NRW 46,2 %;

Juni: NRW 129,0%; Juli: Bayern 129,6%; nur entsprechende Felder mit Farbskalierung).

Im Vergleich zu Patienten und Patientinnen ohne Sensibilisierung gegen das ganzjährige Allergen Hausstaubmilbe zeigten Patienten und Patientinnen mit Hausstaubmilbensensibilisierung entweder kaum saisonale Symptomschwankungen (Pricktest-diagnostizierte Patienten und Patientinnen in NRW, **TABELLE 2A**) oder häufiger Symptome in der Wintersaison (Pricktest-diagnostizierte Patienten und Patientinnen in Bayern, **TABELLE 2B**; sIgE-diagnostizierte Patienten und Patientinnen in NRW und Bayern, **TABELLE 2C,D**).

Entsprechende Rohdaten sind im Supplement der [Originalpublikation](#), dort Tabelle 3 (Pricktest-Daten) und Tabelle 4 (sIgE-Daten) angegeben. Alle p-Werte finden sich im Supplement der Originalpublikation, dort Tabelle 5.

POLLENDATEN

Pollendaten der Jahre 2011 bis 2013 (Ausnahme: Pollen der Familie der Gänsefußgewächse 1999 bis 2001) der Messstationen der Stiftung Deutscher Polleninformationsdienst (PID) Mönchengladbach/NRW und München/Bayern wurden hinsichtlich monatlicher Pollenintegrale analysiert. Die Daten sind als jeweilige Medianwerte der monatlichen Pollenintegrale der Jahre 2011, 2012 und 2013 dargestellt (**TABELLE 3**). Die zugrundeliegenden Daten pro Jahr sind im Supplement der [Originalpublikation](#), dort Tabelle 6, angegeben.

Baumpollenarten waren erwartungsgemäß vor allem in den ersten Monaten des Jahres nachweisbar, während Süßgräser und Kräuterpollen vor allem in der Jahresmitte und im Spätsommer detektiert wurden (**TABELLE 3**).

TABELLE 2 A–D
Zusammenhang zwischen Sensibilisierungen und Beschwerdemonaten.
Fortsetzung auf nachfolgender Seite

Für jeden Monat des Jahres wurde die Zahl der Patienten mit entsprechend negativem Test und Symptomen gleich 100 % gesetzt und die Zahl entsprechend Test-positiver Patienten mit Symptomen in Beziehung dazu gesetzt. (A) Pricktest-Daten NRW, (B) Pricktest-Daten Bayern, (C) sIgE-Daten NRW, (D) sIgE-Daten Bayern. Die jeweilige Farbe der Datenfelder zeigt die Stellung des Datenwertes innerhalb des Datenbereichs an: Je roter ein Feld, desto höher sein Wert in Relation zu 100 %, je blauer, desto niedriger. Datenfelder auf der Grundlage von Test-positiven Patienten kleiner n=10 und Datenfelder zu Hausstaubmilbe sind grau unterlegt. Werte mit signifikanten Gruppendifferenzen sind fett angezeigt. n. d.: keine Daten

A) Pricktest-Daten NRW

	Jan	Feb	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Nov	Dez
Erle	79,8	102,5	104,4	109,7	117,5	102,7	87,5	84,7	64,5	53,0	40,5	37,1
Hasel	77,8	102,8	103,6	108,6	114,4	105,5	90,2	82,5	62,9	51,7	39,5	36,2
Zypresse	100,0	72,6	94,4	119,8	116,7	133,2	152,6	178,5	146,9	190,4	143,4	0,0
Esche	87,9	108,2	105,0	102,0	110,2	102,0	91,3	90,2	82,4	72,0	55,9	53,8
Birke	76,2	99,3	101,9	109,2	117,1	105,2	88,8	82,1	60,2	50,1	39,5	36,6
Platane	57,1	80,0	103,1	105,3	108,8	126,5	111,5	107,3	111,1	75,9	40,0	32,4
Olive	61,5	85,3	100,5	101,7	102,4	97,2	86,2	86,2	75,4	53,6	36,4	40,0
Süßgräser	52,0	62,8	81,6	95,4	117,9	131,4	124,2	124,5	100,3	63,5	44,0	42,9
Glaskraut	43,6	75,3	106,7	114,5	105,2	128,2	106,7	69,7	64,6	69,7	41,5	45,3
Beifuß	65,6	83,2	95,6	100,8	111,7	118,3	109,5	112,0	106,4	99,8	72,7	51,5
Ambrosia	51,6	61,5	86,4	90,0	109,8	133,3	125,3	118,1	91,1	63,6	48,9	36,2
<i>Derm. farinae</i>	100,0	105,3	99,8	104,1	101,2	111,3	104,4	105,7	101,6	108,0	106,4	84,9

B) Pricktest-Daten Bayern

	Jan	Feb	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Nov	Dez
Erle	83,6	106,0	134,2	133,8	98,1	85,6	78,2	78,2	71,1	58,3	48,3	49,7
Hasel	81,8	106,0	126,0	127,2	97,5	86,3	83,1	75,3	66,8	54,0	43,6	42,2
Zypresse	91,9	118,2	102,9	92,6	117,0	116,3	120,5	126,1	102,6	136,4	129,3	140,3
Esche	85,6	88,8	95,6	98,7	95,3	96,3	105,8	95,3	84,5	61,6	35,2	38,4
Birke	79,1	103,9	134,5	131,5	98,8	86,0	76,0	76,4	70,1	59,7	50,0	48,8
Platane	72,2	83,7	77,7	88,3	102,7	112,2	123,6	140,5	147,1	133,0	81,0	65,0
Olive	85,4	90,0	98,3	102,2	97,9	96,5	99,4	86,6	83,0	75,2	63,3	65,9
Süßgräser	57,4	59,3	74,1	88,3	104,7	130,1	153,4	148,7	96,9	81,4	58,8	58,1
Glaskraut	123,6	131,9	91,2	110,3	103,7	118,3	106,8	111,8	154,1	163,0	114,6	124,3
Beifuß	88,6	88,0	90,5	97,8	102,7	109,1	109,5	95,2	106,3	118,0	89,4	89,2
Ambrosia	83,9	74,1	103,8	87,8	103,4	112,6	122,4	130,9	132,4	130,7	94,9	89,2
<i>Derm. farinae</i>	121,2	108,1	94,8	105,2	109,5	111,7	123,0	127,4	130,1	133,5	180,2	174,4

SENSIBILISIERUNGEN GEGEN SELTENE POLLENALLERGENE
SENSITISATION TO NON-FREQUENT POLLEN ALLERGENS

TABELLE 2 A–D

Zusammenhang zwischen Sensibilisierungen und Beschwerdemonaten.

C) slgE-Daten NRW

	Jan	Feb	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Nov	Dez
Aln g 1	93,5	115,0	116,6	119,8	113,8	106,2	102,3	99,3	80,2	69,4	54,8	45,8
Cor a 1.0101	87,5	111,5	120,9	121,3	119,1	106,9	92,7	93,3	74,5	62,8	47,4	40,0
Cup a 1	50,5	75,2	109,3	106,1	110,8	106,1	98,1	87,6	62,3	47,5	47,9	25,6
Cry j 1	61,9	103,5	120,7	107,4	111,0	112,6	95,7	93,0	92,0	104,7	89,7	23,6
Bet v 1	87,6	105,1	110,2	115,7	118,4	98,9	85,8	84,2	63,9	51,7	43,4	39,4
Pla a 2	44,3	74,1	109,8	106,3	108,2	107,9	99,3	87,9	74,6	63,7	47,6	34,3
Olee 1	74,9	86,6	98,8	104,9	101,4	94,9	82,6	87,1	77,8	66,1	66,7	61,6
Phl p 1	46,0	62,5	77,3	90,2	114,0	143,7	140,2	135,7	117,5	70,3	41,8	40,8
Cyn d 1	43,0	64,6	83,8	92,1	109,4	131,6	131,4	126,1	107,1	67,9	39,4	36,7
Par j 2	150,4	109,1	142,1	119,7	116,6	133,1	152,3	178,1	221,0	142,1	215,7	235,5
Pla l 1	0,0	0,0	0,0	0,0	116,6	133,0	152,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Chea 1	34,2	50,1	82,7	98,4	102,9	126,6	117,1	115,6	76,6	82,7	49,2	81,8
Art v 1	61,4	77,7	103,4	101,6	102,6	114,2	116,9	120,4	122,2	132,7	133,9	83,7
Amb a 1	n.d.											
Sal k 1	0,0	218,9	141,9	119,7	116,6	133,0	152,1	177,7	220,2	284,9	432,5	0,0
Der f 2	96,3	96,3	93,5	101,7	99,2	104,0	92,7	92,8	108,3	121,0	137,6	110,1

D) slgE-Daten Bayern

	Jan	Feb	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Nov	Dez
Aln g 1	81,9	92,7	123,5	126,2	98,5	76,0	71,4	65,6	58,5	46,5	41,9	41,2
Cor a 1.0101	77,5	94,2	124,6	130,7	102,9	82,5	74,6	68,0	63,8	52,6	47,2	46,9
Cup a 1	46,3	91,6	100,2	102,4	85,2	91,6	104,6	77,3	69,9	45,3	0,0	0,0
Cry j 1	55,7	128,1	141,5	114,9	98,5	80,9	85,6	92,3	62,2	54,5	0,0	0,0
Bet v 1	82,5	95,3	135,7	136,9	98,3	81,7	74,2	69,9	63,6	52,9	50,7	49,0
Pla a 2	81,1	118,9	130,0	110,6	83,4	80,1	97,6	100,3	59,4	58,8	27,4	29,7
Olee 1	70,0	94,9	107,4	112,7	98,2	85,5	82,0	71,4	65,0	56,5	49,5	49,0
Phl p 1	44,9	55,3	71,0	84,5	101,9	126,2	144,6	135,1	86,4	66,4	43,0	43,4
Cyn d 1	61,6	67,3	81,4	86,3	101,5	117,7	134,1	132,6	94,5	77,2	55,8	59,4
Par j 2	185,2	237,3	165,2	123,9	116,6	132,7	160,5	201,8	276,2	366,3	259,2	280,8
Pla l 1	32,0	73,6	89,1	101,3	89,4	109,0	125,6	90,6	86,2	64,0	22,2	24,0
Chea 1	66,3	107,3	74,2	101,3	106,1	121,2	132,2	109,8	125,3	98,3	93,2	49,7
Art v 1	115,9	71,3	90,0	93,3	100,5	105,5	111,4	111,8	125,2	141,7	106,9	116,6
Amb a 1	0,0	0,0	82,2	61,7	58,1	66,1	160,5	201,8	0,0	0,0	0,0	0,0
Sal k 1	0,0	117,8	82,2	123,9	116,6	66,1	79,9	100,3	137,0	181,2	0,0	0,0
Der f 2	122,2	109,3	104,5	108,8	105,9	106,4	113,4	138,1	140,1	144,8	191,2	190,8

TABELLE 3
Monatliche Pollenintegrale der PID-Messtationen Mönchengladbach/NRW und München/Bayern.

A) Mönchengladbach, NRW

	Jan	Feb	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Nov	Dez
Erle	36	125	722	9	6	2	0	0	0	0	0	2
Hasel	71	54	283	4	1	0	0	0	0	0	0	0
Familie der Zypressengewächse [†]	2	5	767	247	8	8	7	8	0	2	0	0
Esche	0	1	91	683	3	0	0	0	0	0	0	0
Birke	0	0	0	6750	155	13	1	0	0	0	0	0
Platane	0	0	0	55	39	2	0	0	0	0	0	0
Familie der Süßgräser [‡]	0	0	0	5	700	846	383	88	22	4	0	0
Familie der Nesselgewächse [§]	0	0	0	0	123	1867	2734	3239	368	30	8	1
Wegerich	0	0	0	0	25	17	15	24	4	1	0	0
Familie der Gänsefußgewächse [¶]	n.d.	0	0	0	0	1	14	23	10	2	0	0
Beifuß	0	0	0	0	0	0	9	89	1	0	0	0
Ambrosia	0	0	0	0	0	0	0	5	3	0	0	0

B) München, Bayern

	Jan	Feb	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Nov	Dez
Erle	1	25	1352	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hasel	2	65	668	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Familie der Zypressengewächse [†]	0	0	1110	541	10	2	0	0	0	0	0	0
Esche	0	0	44	2594	14	0	0	0	0	0	0	0
Birke	0	0	0	6500	352	0	0	0	0	0	0	0
Platane	0	0	0	53	90	0	0	0	0	0	0	0
Familie der Süßgräser [‡]	0	0	0	3	326	642	223	129	5	0	0	0
Familie der Nesselgewächse [§]	0	0	0	0	19	1326	2227	1298	100	0	0	0
Wegerich	0	0	0	0	6	51	56	48	16	0	0	0
Familie der Gänsefußgewächse [¶]	n.d.	0	0	0	6	0	16	4	4	0	0	0
Beifuß	0	0	0	0	0	0	28	19	0	0	0	0
Ambrosia	0	0	0	0	0	0	1	5	1	0	0	0

Die Zahlen stellen Medianwerte der Jahre 2011 bis 2013 dar (Ausnahme: Pollen der Familie der Gänsefußgewächse 1999 bis 2001), (A) Daten Mönchengladbach/NRW, (B) Daten München/Bayern. Für einen gegebenen Pollentyp zeigt die Farbe des Datenfeldes die Stellung des Wertes innerhalb des Datenbereichs, je dunkelgrüner ein Feld, desto höher der Wert.

†: kann u. a. Pollen von Zypresse und Japanischer Zeder enthalten,

‡: kann u. a. Pollen von Wiesenlieschgras und Bermudagrass enthalten,

§: kann u. a. Pollen von Glaskraut enthalten,

¶: kann u. a. Pollen von Gänsefuß und Salzkraut enthalten, n. d.: keine Daten

DISKUSSION

Diese Studie untersuchte Sensibilisierungen gegen 16 Pollenallergene in Patienten und Patientinnen mit ärztlich diagnostizierter allergischer Rhinitis aus zwei deutschen Bundesländern.

SENSIBILISIERUNGEN GEGEN HÄUFIGE VERSUS WENIGER HÄUFIGE UND SELTENE ALLERGENE

Von den 16 untersuchten Allergenen fallen 4 in den Anwendungsbereich der deutschen TAV und können damit als häufige Allergene betrachtet werden: Erle, Hasel, Birke und Süßgräser. Bevölkerungsbasierte Daten der Studie zur Gesundheit Erwachsener in Deutschland (DEGS1-Studie) zeigten, dass diese Allergene in der Tat die häufigsten in Bezug auf Sensibilisierungen sind (Haftenberger et al., 2013). Die gleiche Studie zeigte jedoch auch Sensibilisierungen gegen andere Pollenallergene, wenn auch in geringerem Maße, und ausgehend von patientenbasierten Daten hat das GAL²EN-Netzwerk ein Prick-Testpanel von zehn Pollenallergenen für die Testung europäischer Patienten und Patientinnen empfohlen (Bousquet et al., 2009). Neben Pollen der Familie der Birkengewächse und der Süßgräser umfasst dieses Panel Pollen von Zypresse, Beifuß, Olive oder Esche, Platane, Ambrosia und Glaskraut (Bousquet et al., 2012; Haftenberger et al., 2013).

Die Pricktest-Daten dieser Studie bestätigen die klinische Relevanz des GAL²EN Pricktest-Panels: Jedes der von GAL²EN empfohlenen Testallergene induzierte bei zumindest einigen der Patienten und Patientinnen positive Pricktest-Reaktionen, auch wenn die Zahl der Patienten und Patientinnen stark variierte (von 3 Zypressen-reaktiven bis 258 Birken-reaktiven Patienten und Patientinnen). Über das GAL²EN Pricktest-Panel hinaus waren im Panel dieser Studie Olive und Esche enthalten. Mehr als 20 Prozent der Untersuchten zeigten Sensibilisierungen gegen Olive beziehungsweise Esche, aber nicht alle dieser Reaktionen waren durch „Kreuzre-

aktivität“ gegen Esche beziehungsweise Olive erklärbar, siehe auch (Höflich et al., 2016). In Deutschland wachsen Olivenbäume derzeit nicht im Freiland, und eine signifikante Olivenpollenbelastung wurde bisher nicht gefunden. Patienten und Patientinnen mit Sensibilisierung gegen Olive aber nicht gegen Esche könnten sich über Reisen in entsprechende Regionen sensibilisiert haben oder auch über Kontakt zu anderen Pollen der Familie der *Oleaceae* wie Forsythie oder Jasmin, beide insektenbestäubt (Höflich et al., 2016). Im Gegensatz zu Olive ist Esche in Deutschland endemisch und die Pollenbelastung dokumentiert. Daher sollte Esche in ein deutsches Routine-Prick-Testpanel aufgenommen werden.

Unter Verwendung der ISAC-Technologie konnte das Diagnostik-Panel auf Japanische Zeder, Bermudagrass, Platane, Gänsefuß und Salzkraut ausgeweitet werden. Platane und Gänsefuß sind in Deutschland weit verbreitet, Japanische Zeder, Bermudagrass und Salzkraut nicht (BfN, 2021). Für jedes dieser fünf Allergene zeigte mindestens eine der untersuchten Personen spezifisches IgE, die Zahl der positiv Getesteten rangierte von 1 (Plata 1; Platane) bis 177 (Cyn d 1; Bermudagrass). Die hohen Sensibilisierungsraten für Bermudagrass sind sehr wahrscheinlich auf Kreuzreaktivität gegen das in Deutschland endemische Wiesenlieschgrass zurückzuführen (BfN, 2021). Die Korrelationsdaten stützen diese Hypothese.

Unsere Sensibilisierungsdaten untermauern den Bedarf an zugelassenen Test- und Therapieallergenen sowohl für die Diagnose als auch für die Behandlung häufiger, aber auch weniger häufiger und seltener Pollenallergien. Um dem aktuellen Rückgang der Zahl der zugelassenen Testallergene in Deutschland entgegenzuwirken, können Pharmaunternehmen derzeit eine deutliche Senkung der Gebühren für die Zulassung eines bestimmten Testallergens beantragen, sofern es zur Gruppe der weniger häufigen und seltenen Allergene gehört (Mahler, 2018; Mahler et al., 2019). Unterstützung für den diagnostischen und therapeutischen Bedarf von Patienten und Patientinnen mit weniger häufigen

und seltenen Pollenallergien könnte auch von der Initiative „Nationales Aktionsbündnis für Menschen mit seltenen Allergien“ (NAM-SA) kommen, sie war 2017 vom Ärzteverband Deutscher Allergologen (AeDA e. V.) gegründet worden (Klimek L et al., 2019).

MONITORING VON POLLENBELASTUNG, SENSIBILISIERUNGS- UND BESCHWERDEZEITRÄUMEN

Die Auswertung der Sensibilisierungsdaten in Bezug auf Beschwerdemonate ergab ein teilweise ähnliches saisonales Muster der „Positivität“ wie die Auswertung der monatlichen regionalen Pollendaten. Auf Gruppenebene deutet dies auf eine „allgemeine“ klinische Relevanz der Sensibilisierungsdaten hin.

Auf individueller Ebene muss die klinische Relevanz von Sensibilisierungsdaten in Verbindung mit Symptomperioden und Pollendaten bewertet werden – eine diagnostische Kette von drei Gliedern, die für jeden Patienten und jede Patientin mit saisonalen allergischen Beschwerden berücksichtigt werden muss. Wenn Daten zu Symptomperioden, Pollenbelastung und Sensibilisierungen kein klares Bild des verursachenden Allergens/ der verursachenden Allergene ergeben, wird die Provokation zum vierten Glied dieser Kette.

Dies unterstreicht die Bedeutung eines bundesweiten Pollen- und Sensibilisierungsmonitorings für ein adäquates Patientenmanagement.

Idealerweise sollte das Pollenmonitoring kontinuierliche Echtzeit-Daten zu Pollen liefern, die für die gegebene Region repräsentativ sind, und diese Daten sollten kostenlos verfügbar sein. Status quo und Perspektiven für ein bundesweites Pollenmonitoring in Deutschland wurden kürzlich vom fachübergreifenden Arbeitskreis „Bundesweites Pollenmonitoring“ zusammengefasst (Baeker et al., 2020).

In Deutschland erfolgt ein systematisches Sensibilisierungsmonitoring auf Bevölkerungsebene durch das Robert Koch-Institut (Haftenberger et al., 2013). Auch auf Ebene

der Patienten und Patientinnen wäre ein solches systematisches Monitoring von Nutzen, ist aber in Deutschland bisher nicht etabliert.

SCHLUSSFOLGERUNG

Bei der Untersuchung von Patienten und Patientinnen mit entsprechenden saisonalen Symptomen müssen Sensibilisierungen gegen weniger häufige und seltene Pollenallergene berücksichtigt werden, und es müssen Test- und Therapieallergene für entsprechende Pollenallergien vorhanden sein. Weitere Voraussetzungen für ein adäquates Patientenmanagement sind ein bundesweites Pollenmonitoring mit kontinuierlichen Pollendaten und ein systematisches Sensibilisierungsmonitoring auf Ebene der Patienten und Patientinnen. ●

DANKSAGUNG

Die Autor:innen danken Lorraine Kaiser (Umweltbundesamt, Fachgebiet II 1.5, Umweltmedizin und gesundheitliche Bewertung) für die gründliche Übertragung aller analog vorliegenden Patientendaten in die digitale Patientendatenbank sowie Matthias Werchan und Barbora Werchan, beide Stiftung Deutscher Polleninformationsdienst (PID), für ihre wertvolle Hilfe beim Verstehen und Interpretieren der Pollendaten.

REFERENZEN

- Baeker, R., Bergmann, K. C., Buters et al. (2020). Perspectives for a nationwide pollen monitoring in Germany: The Interdisciplinary Working Group “National Pollen Monitoring”. *Allergologie*, 43(3), 111–124. <https://doi.org/10.5414/ALX02137>
- Bonertz, A., Mahler, V., & Vieths, S. (2018). The regulatory situation of allergen products in Europe. *Allergologie*, 41(9), 400–406. <https://doi.org/10.5414/ALX02024>
- Bousquet, J., Heinzerling, L., Bachert, C. et al. (2012). Practical guide to skin prick tests in allergy to aeroallergens. *Allergy*, 67(1), 18–24. <https://doi.org/10.1111/j.1398-9995.2011.02728.x>

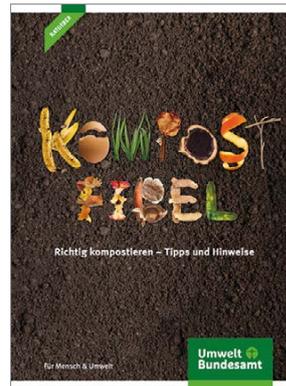
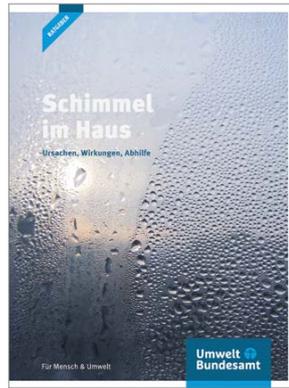
- Bousquet, P. J., Burbach, G., Heinzerling, L. M. et al. (2009). GA2LEN skin test study III: minimum battery of test inhalent allergens needed in epidemiological studies in patients. *Allergy*, 64(11), 1656–1662. <https://doi.org/10.1111/j.1398-9995.2009.02169.x>
- BfN – Bundesamt für Naturschutz. 2021. *FloraWeb*. Abgerufen am 11. August 2021 von <https://www.flora-web.de/index.html>
- Burbach, G. J., Heinzerling, L. M., Edenharter, G. et al. (2009). GA(2)LEN skin test study II: clinical relevance of inhalant allergen sensitizations in Europe. *Allergy*, 64(10), 1507–1515. <https://doi.org/10.1111/j.1398-9995.2009.02089.x>
- Haftenberger, M., Laußmann, D., Ellert, U. et al. (2013). Prevalence of sensitisation to aeroallergens and food allergens. Results of the German Health Interview and Examination Survey for Adults (DEGSI). *Bundesgesundheitsblatt*, 56, 687–697. <https://doi.org/10.1007/s00103-012-1658-1>
- Heinzerling, L. M., Burbach, G. J., Edenharter, G. et al. (2009). GA2LEN skin test study I: GALEN harmonization of skin prick testing: Novel sensitization patterns for inhalant allergens in Europe. *Allergy*, 64(10), 1498–1506. <https://doi.org/10.1111/j.1398-9995.2009.02093.x>
- Höflich, C., Balakirski, G., Hajdu Z. et al. (2023). Management von Patienten mit saisonaler allergischer Rhinitis: diagnostische Berücksichtigung von Sensibilisierungen gegen Pollenallergene jenseits der Therapieallergene-Verordnung. *Allergo Journal*, 32(2), 34–46. <https://doi.org/10.1007/s15007-023-5691-1>
- Höflich, C., Balakirski, G., Hajdu, Z. et al. (2021). Management of patients with seasonal allergic rhinitis: Diagnostic consideration of sensitization to non-frequent pollen allergens. *Clinical and Translational Allergy*, 11(8), e12058. <https://doi.org/10.1002/ct2.12058>
- Höflich, C., Balakirski, G., Hajdu, Z. et al. (2016). Potential health risk of allergenic pollen with climate change associated spreading capacity: Ragweed and olive sensitization in two German federal states. *Int J Hyg Environ Health*, 219(3), 252–260. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2016.01.007>
- Jossé, S., & Mahler, V. (2018). *Seltene Allergene: Warum sinkt die Zahl der Testallergen-Produkte?* Abgerufen am 11. August von <https://www.mein-allergie-portal.com/fachkreise-teaser/1399-seltene-allergene-warum-sinkt-die-zahl-der-testallergene.html>
- Klimek, L., Sperl, A., Funes-Schmitz, P. et al. (2018). Allergen immunotherapy with rare allergens: A (public health) review. *Allergologie*, 41(9), 416–426. <https://doi.org/10.5414/ALX02019>
- Klimek, L., Vogelberg, C. & Werfel, T. (Hrsg.). (2019). *Weißbuch Allergie in Deutschland*. Springer Medizin Verlag GmbH.
- Lake, I. R., Jones, N. R., Agnew, M. et al. (2017). Climate change and future pollen allergy in Europe. *Environ Health Perspect*, 125(3), 385–391. <https://doi.org/10.1289/EHP173>
- Langen, U., Schmitz, R., & Steppuhn, H. (2013). Prevalence of allergic diseases in Germany. Results of the German Health Interview and Examination Survey for Adults (DEGSI). *Bundesgesundheitsblatt*, 56, 698–706. <https://doi.org/10.1007/s00103-012-1652-7>
- Mahler, V. (2018). Testallergene: Aktueller Stand der Verfügbarkeit aus regulatorischer Sicht. *Dermatologie in Beruf und Umwelt*, 66(3), 140–144.
- Mahler, V., Bonertz, A., Ruoff, C. et al. (2019). What we learned from TAO – 10 years of German therapy allergen ordinance. *Allergo J Int*, 28(8), 330–337. <https://doi.org/10.1007/s40629-019-0101-7>
- Scala, E., Villalta, D., Uasuf, C. G. et al. (2018). An atlas of IgE sensitization patterns in different Italian areas. A multicenter, cross-sectional study. *Eur Ann Allergy Clin Immunol*, 50(5), 217–225. <https://doi.org/10.23822/EurAnnACI.1764-1489.67>
- Schlaud, M., Atzpodien, K., & Thierfelder, W. (2007). Allergic diseases. Results from the German Health Interview and Examination Survey for Children and Adolescents (KiGGS). *Bundesgesundheitsblatt*, 50, 701–710. <https://doi.org/10.1007/s00103-007-0231-9>
- Treudler, R., & Simon, J. C. (2017). Pollen-related food allergy: an update. *Allergo J Int* 26, 273–282. <https://doi.org/10.1007/s40629-017-0022-2>
- VDI – Verein Deutscher Ingenieure. (2019). *Richtlinie VDI 4252 Blatt 4: Bioaerosole und biologische Agenzien – Ermittlung von Pollen und Sporen in der Außenluft unter Verwendung einer volumetrischen Methode für ein Messnetz zu allergologischen Zwecken*. www.vdi.de/4252
- Worm, M., Eckermann, O., Dölle, S. et al. (2014). Triggers and treatment of anaphylaxis: an analysis of 4,000 cases from Germany, Austria and Switzerland. *Deutsches Arzteblatt international*, 111(21), 367–375. <https://doi.org/10.3238/arztebl.2014.0367>

KONTAKT

Dr. Conny Höflich
Umweltbundesamt
Fachgebiet II 1.5 „Umweltmedizin und gesundheitliche Bewertung“
Corrensplatz 1
14195 Berlin
Deutschland
E-Mail: conny.hoeflich@uba.de

[UBA]





DIESE PUBLIKATIONEN KÖNNEN SIE AUF DER INTERNETSEITE DES UMWELTBUNDESAMTES WWW.UMWELTBUNDESAMT.DE KOSTENFREI LESEN UND HERUNTERLADEN.