

**Zur Information für die Öffentlichkeit:
Machbarkeitsanalyse für ein Monitoring über Rückstände in
unbehandelten Flächen und auf unbehandelten Kulturen über die
Verfrachtung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen**

Auftraggeber: Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
Bundesallee 35
38116 Braunschweig

Auftragnehmer: RLP AgroScience GmbH
Institut für Agrarökologie
Breitenweg 71
67435 Neustadt an der Weinstraße

Autoren: Hannah Bolz, M.Sc.
Prof. Dr. Roland Kubiak

Mit Unterstützung von Dr. Gunnar Fent, Christian Staffa und Dr. Matthias Trapp.

Laufzeit: Februar 2020 bis Juni 2020

INHALTSVERZEICHNIS

Inhaltsverzeichnis	2
Abkürzungsverzeichnis	4
Zusammenfassung.....	6
Summary	7
1. Einleitung.....	8
2. Ferntransport von Pflanzenschutzmitteln - Eintragspfade	9
2.1. Spraydrift	9
2.2. Verflüchtigung.....	12
2.3. Staubdrift	15
2.3.1. Säen gebeizten Saatgutes.....	15
2.3.2. Winderosion und Bodenbearbeitung	18
2.4. Schicksal von PSM in der Atmosphäre.....	20
2.4.1. Transport	20
2.4.2. Photolyse	21
2.4.3. Nasse und trockene Deposition.....	22
2.5. Zusammenstellung der Faktoren, die eine Exposition von Pflanzenschutzmitteln auf Nicht-Zielflächen ausserhalb des Driftbereichs begünstigen.....	23
3. Methoden zur Ermittlung der Verfrachtung von Pflanzenschutzmitteln auf dem Luftpfad.....	27
3.1. Messung von PSM-Rückständen in der Luft	27
3.1.1. Aktive Luftsammler.....	27
3.1.2. Passive Luftsammler	28
3.1.3. Bulksammler	30
3.1.4. Niederschlagssammler	30
3.1.5. Zusammenfassung.....	31
3.2. Messung von PSM-Rückständen in Gewässern	32
3.3. Messung von PSM-Rückständen im Boden	33
3.4. Sinnvolle Messmethoden für das Monitoring	34

4.	Internationale Literatur über Ergebnisse zur weiträumigen Pflanzenschutzmittelverfrachtung .	35
4.1.	Europa.....	35
4.2.	USA.....	38
5.	Modellierung.....	39
5.1.	Verflüchtigung.....	39
5.2.	Spraydrift	41
5.3.	Staubdrift	42
5.4.	Transport und Deposition.....	43
5.5.	Kombination verschiedener Modelle	43
5.6.	Fazit.....	45
6.	Möglichkeiten des Monitorings.....	46
6.1.	Aufbau eines Basismonitorings.....	47
6.1.1.	Auswahl der Monitoringflächen	49
6.1.2.	Probenahmen	50
6.1.3.	Analysen	51
6.1.4.	Auswertung und Interpretation.....	52
6.2.	Ereignis-bezogenes Monitoring	55
6.3.	Monitoring auf Ökoflächen.....	55
6.4.	Planung	56
	Literaturverzeichnis	58
	Anhang	73

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

ADMS	Atmospheric Dispersion Modelling System
AGDisp	Agricultural Dispersal
ALOHA	Aerial Location of Hazardous Atmospheres
AM	Agrarmeteorologische Messnetz
AMPA	Aminomethylphosphonsäure
AOP	Atmospheric Oxidation Program
ATKIS	Amtliches Topographisch Kartographisches Informationssystem
BfR	Bundesinstitut für Risikobewertung
BROWSE	Bystander Residents Operators and WorkerS Exposure models for plant protection products
gComis	Conjunction of multizone infiltration specialists
DWD	Deutscher Wetterdienst
Dustpred	DUST PREDiction
DUSTRAN	DUST TRANsport
EFSA	European Food Safety Authority
EURL	EU Reference Laboratories
EVA	Evaporation Via Air
EXAMS	Exposure Analysis Modelling System
FOCUS	FORum for Co-ordination of pesticide fate models and their Use
FOCUS AIR	FOCUS Working Group On Pesticides in Air
IDEFICS	IMAG program for Drift Evaluation for Field sprayers by Computer Simulation
JKI	Julius Kühn-Institut
OPS-St	Shortterm Operational Priority Substances
MCPA	2-Methyl-4chlorphenoxyessigsäure

NGO	Nichtregierungsorganisation
p.a.	Pro Jahr
PAPA	Panel Pflanzenschutzmittel-Anwendungen
PEARL	Pesticide Emission Assessment at Regional and Local Scales
PEC	Predicted Environmental Concentration
PERFUM	Probabilistic Exposure and Risk Model for FUMigants
POP	Persistent Organic Pollutants
PSM	Pflanzenschutzmittel
PUF	Polyurethanschaum
RWEQ	Revised Wind Erosion Equation
SPE	Solid Phase Extraction (Festphasenextraktion)
TEAM	Texas Tech Erosion Analysis Model
TER	Toxicity Exposure Ratio
WEELS	Wind Erosion on European Light Soils
WEPS	Wind Erosion Prediction System
WEQ	Wind Erosion Equation

ZUSAMMENFASSUNG

Inhalt des vorliegenden Gutachtens ist es, die atmosphärischen Einträge von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen und deren weiträumige Verfrachtung und Deposition nach fachgerechter Anwendung darzustellen und auf der Grundlage von Literaturrecherchen einen Vorschlag für ein bundesweites Monitoring zu erarbeiten.

Die atmosphärischen Wirkstoffeinträge können durch Spraydrift, durch Verflüchtigung nach Deposition auf der Zielfläche, durch Staubdrift beim Beizvorgang und durch Stauberosion bedingt sein. Bereits durchgeführte Monitorings zeigen, dass Wirkstoffe auch in weiter von Agrarflächen entfernten Gebieten gemessen werden können.

Es wurden bereits und es könnten weitere Anwendungsbestimmungen formuliert werden, die diese Möglichkeiten der weiträumigen Verfrachtung vermindern helfen. Mathematische Modelle existieren zu den verschiedenen Eintragspfaden, es gibt aber kein zusammenfassendes und validiertes Modell, das angewendet werden kann.

Ein von einer Behörde initiiertes Monitoring muss auf der Grundlage des Pflanzenschutzgesetzes und der daraus abgeleiteten Bewertungskriterien des Zulassungsverfahrens beruhen und justiziable Bewertungen der erhaltenen Ergebnisse ermöglichen.

Es wird deshalb ein Monitoring vorgeschlagen, das wöchentliche bis monatliche Konzentrationen von PSM-Wirkstoffen in der Luft misst sowie eine Information zur Deposition auf Boden und Pflanzen erlaubt. Dies ist grundsätzlich durch Bodenproben und Grünkohl als Standardpflanze möglich, aber auch durch technische Einrichtungen zur Staub- und Niederschlagssammlung, die eine Angabe von Konzentrationen erlauben. Letzteren wird aus Gründen der Praktikabilität, der besseren Standardisierung und aus ökonomischen Gründen der Vorrang gegeben und für einige Messstellen mit Bridgingversuchen ergänzt. Neben der regulären Beprobung sollen ereignisbezogene Probenahmen vorgesehen werden um z. B. den Einfluss der Winderosion auf die Einträge zu beleuchten.

Die Monitoringstandorte sollen die Großregionen der norddeutschen Tiefebene, die Mittelgebirge und das Alpenvorland und die regionale landwirtschaftliche Nutzungsintensität sowie die Intensität des Pflanzenschutzmitteleinsatzes berücksichtigen. Innerhalb der Monitoringstandorte sind dann Messstellen in verschiedenen Abständen zur den Agrarflächen notwendig. Diese sollen durch Integration in bereits vorhandene Messstationen z.B. des agrarmeteorologischen Messnetzes, des Deutschen Wetterdienstes u.a. realisiert werden.

In einer Vorstudie sollen durch eine Clusteranalyse Regionen in Deutschland identifiziert werden, die neben den Landschafts- und Wettereigenschaften, auch in der Nutzung und dem Behandlungsindex, vergleichbar sind und von denen dann einzelne als Monitoringstandorte ausgewählt werden. Nach Verhandlungen mit den Betreibern von bereits vorhandenen Messstationen in diesen Regionen können die Messstellen ausgewählt werden.

Die Anzahl der Monitoringstandorte richtet sich nach dem Ergebnis der Clusteranalyse, der Fragestellung und dem zu Verfügung stehenden Budget. Weiterhin ist eine wissenschaftliche Betreuung des Monitorings notwendig.

SUMMARY

Aim of this assessment is the description of the atmospheric entry of pesticides and their spatial distribution after professional application and to propose a German-wide monitoring on the base of a literature research.

Atmospheric entries of pesticides are possible by spray drift, volatilization after deposition, by dust drift during the seeding of pickled seeds and by dust erosion. Monitorings carried out in the past show that active ingredients can be detected far away from agricultural areas.

In the past and today, application provisions were defined that can help to minimize this spatial distribution. Mathematical models exist for the different entry pathways into the atmosphere but there is currently no validated model that combines these entry pathways with the further fate in the atmosphere.

A monitoring initiated from an administrative organization must be established on the plant protection act and the derived evaluation criteria of the registration procedure and it must allow court-proofed ratings of the monitoring results.

Therefore, a monitoring is proposed that measures weekly to monthly concentrations of active substances included in plant protection products in the air and allows to generate an information about the possible deposition of pesticides on plants and soil. In principle this is possible by investigating soil samples and kale as a widely used standard plant but also by using technical tools to collect dust and rainfall which allow the determination of concentrations. The use of these technical tools is proposed because of the advantages of easy handling, better standardization and for economic reasons. These measurements should be checked by a few bridging measurements with plants and soil samples to judge the transferability of the results. Beside the regular sampling, event related sampling should be planned to learn more about the influence of certain factors, like for example wind erosion.

The sampling areas should consider the greater regions of the north German great plain, the low mountain range and the alpine foothills. Furthermore, the agricultural intensity as well as the intensity of pesticide use should be considered. Within a sample area, different measuring points in different distances to the agricultural areas are necessary. For the installation of these facilities the available measuring points of the German agriculture meteorology, the German weather service and others should be used.

In a pre-study a landscape cluster analysis should be carried out, which considers the parameters landscape, weather, agricultural use and pesticide use intensity and allows the identification of comparable regions in Germany. These clusters serve as a decision tool for identifying the sampling areas. After negotiation with the owners of the available measuring devices the sampling locations will be fixed.

The number of sampling regions is dependent on the results of the cluster analysis and the budget available. Furthermore, the scientific coordination of the monitoring is necessary.

1. EINLEITUNG

Spraydrift von Pflanzenschutzmitteln (PSM) während der Applikation, Verflüchtigung nach Anlagerung an die Zielfläche und Re-Deposition im näheren Umfeld, sowie der luftgetragene Transport von Beizstäuben während des Sävorganges sind lang bekannte Eintragspfade und werden im Zulassungsverfahren berücksichtigt soweit sie den Nahbereich bis zu 50 m Entfernung vom behandelten Feld betreffen. In der letzten Zeit sind aus verschiedenen Quellen Befunde über PSM-Rückstände in größeren Entfernungen von der Zielfläche publiziert worden (Hofmann et al. 2018; Hofmann et al. 2019; Linhart et al. 2019) und bereits seit längerem in der Diskussion sind Funde von Pflanzenschutzmitteln aus der Anwendung in der konventionellen Landwirtschaft auf benachbarten Flächen des ökologischen Anbaus (Seiler et al. 2007). Der atmosphärische Transport nach Verflüchtigung von PSM kann zum Beispiel zur Deposition dieser Wirkstoffe auf weiter entfernte Nichtzielflächen führen. Dieses Phänomen ist spätestens seit den 1990er Jahren bekannt und Gegenstand vieler Untersuchungen gewesen. Ein Beispiel hierfür ist ein Luftmonitoring (Gath et al. 1993) in dem in Bulk (Nass- und Trockendeposition) - und Dämmgensemmlern (nur Nassdeposition) in weit von landwirtschaftlicher Nutzung entfernten Gebieten (Hortenkopf im Pfälzer Wald und Kleiner Feldberg im Taunus) Konzentrationen von ca. 10 ng/L/a Atrazin, 16 – 44 ng/L/a Isoproturon oder ca. 4 ng/L/a Triadimenol sowohl als Staubdrift als auch gelöst im Regenwasser gemessen wurden. Den Ende der 1990er Jahre erreichten Wissensstand fasst ein Workshop in Driebergen zusammen, dessen Arbeitsergebnisse in Buchform publiziert wurden (Dijk et al. 1999). In einem Rindenmonitoring das 2014-2018 durchgeführt wurde, wurden über 100 PSM-Wirkstoffe in den Rinden nachgewiesen. Mehr als ein Dutzend davon konnte sich weiträumig über die Luft verbreiten. Pendimethalin und Prosulfocarb konnten in besonders vielen Proben nachgewiesen werden (Hofmann et al. 2019). Ein Vergleich mit einem 2016 durchgeführten Monitoring zeigt, dass Maßnahmen, die zwischen dem ersten und dem zweiten Monitoring eingeführt wurden, um Umweltbelastungen zu verringern (Windgeschwindigkeit ≤ 3 m/s, Fahrgeschwindigkeit $\leq 7,5$ km/h, Wasseraufwandmenge mind. 300 l/ha, verpflichtete Verwendung von Geräten aus dem Verzeichnis „verlustmindernde Geräte“ (Gehring 2016)), aus Sicht der Autoren nicht den gewünschten Effekt hatten. Weitere häufig festgestellte Wirkstoffe waren unter anderem Clomazone, DDT, Glyphosat, Lindan, Boscalid und Tebuconazol (Hofmann et al. 2019).

Angeregt durch die europa-weite Diskussion über die Kriterien zur Identifikation von langlebigen organischen Schadstoffen (POP von englisch „Persistent Organic Pollutants“) und den Anteil, den PSM-Wirkstoffe an dieser Kategorie haben, erarbeitete eine europäische Arbeitsgruppe im Rahmen der FOCUS Zusammenarbeit (FORum for Co-ordination of pesticide fate models and their USE) ein sehr umfassendes Review zum Thema „Pflanzenschutzmittel in der Luft“ (FOCUS 2008). Aus dieser Zeit stammen grundlegende Erkenntnisse zu den Eintragswegen von Wirkstoffen in die Atmosphäre, deren weiteres Schicksal und die mögliche Deposition in entfernten Gebieten. Das Review enthält weiterhin eine Zusammenstellung von mathematischen Modellen sowie Hinweise zu Monitorings und betrachtet die Relevanz für das europäische Zulassungsverfahren.

Auf diese Quellen und die neuere Literatur zum Thema wird im Folgenden Bezug genommen.

2. FERNTRANSPORT VON PFLANZENSCHUTZMITTELN - EINTRAGSPFADE

Im Folgenden werden die Eintragspfade diskutiert, die einen Transport von PSM über die Atmosphäre zur Folge haben und dadurch einen Langstreckentransport ermöglichen. Dabei handelt es sich um Spraydrift, Verflüchtigung, Staubdrift während des Ausbringens von Saatgut und Bodenerosion durch Bodenbearbeitung bzw. Wind. Die einzelnen Eintragspfade werden beschrieben, Ursachen erklärt und Minderungsmaßnahmen vorgestellt.

2.1. SPRAYDRIFT

Spraydrift lässt sich deutlich von Verflüchtigung abgrenzen, als der Anteil der ausgebrachten Pflanzenschutzmittelmenge, der während bzw. direkt nach dem Applikationsvorgang und vor Anlagerung an Oberflächen über die zu behandelnde Fläche infolge von Luftbewegungen hinausgetragen wird (Felsot et al. 2011). Dieser Transport nimmt mit der Entfernung ab (Ganzelmeier et al. 1995). Die Deposition von Pflanzenschutzmitteln während der Applikation kann in drei Betrachtungsbereiche unterteilt werden: Zum einen in den Anteil, der auf der Zielfläche angelagert wird, zum zweiten in den Anteil, der als Bodendeposition durch die Abdrifteckwerte (Ganzelmeier et al. 1995; Rautmann et al. 2001) bis zu einer Distanz von 50 m vom behandelten Feld erfasst wird und drittens in einen Anteil an luftgetragenen Wirkstoffen, die über größere Distanzen verfrachtet werden können (Abbildung 1).

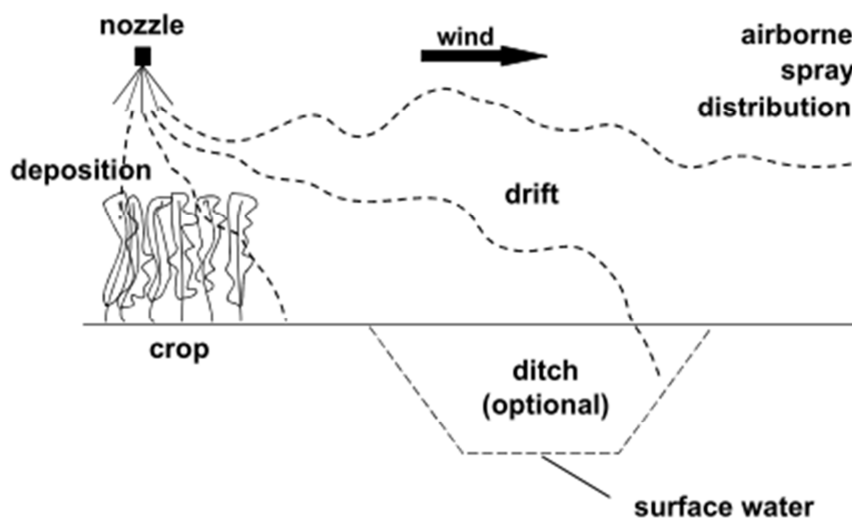


Abbildung 1: Typische Feldsituation während der Applikation von Pflanzenschutzmitteln (Holterman et al. 1998).

Nach Schampheleire et al. (2009) können vier Hauptfaktoren, die Spraydrift bestimmen, unterschieden werden: die physiko-chemischen Eigenschaften des Wirkstoffes und der Formulierung, die Applikationstechnik, die Witterungsbedingungen und die Umgebungsstruktur. Ein wichtiger Faktor, der die Distanz bestimmt, welche ein PSM durch Abdrift zurücklegen kann, ist die Tröpfchengröße. Je feiner die Tropfen, desto weiter können sie transportiert werden. Zudem kann

der Durchmesser des Tropfens während des Transports auf Grund von Verdunstung abnehmen, wodurch ein Transport über längere Strecken ermöglicht wird. Bei Tropfen mit einem Durchmesser kleiner als 100 μm wird davon ausgegangen, dass diese große Distanzen zurücklegen können (Berg et al. 1999). Kruger et al. (2019) fassen den Einfluss der Tropfengröße auf mögliche Driftreduktionen zusammen und betonen den signifikanten Einfluss der Tropfengrößen, die neben dem Düsentyp auch von der Fahrgeschwindigkeit und dem Spritzdruck beeinflusst werden (Abbildung 2).

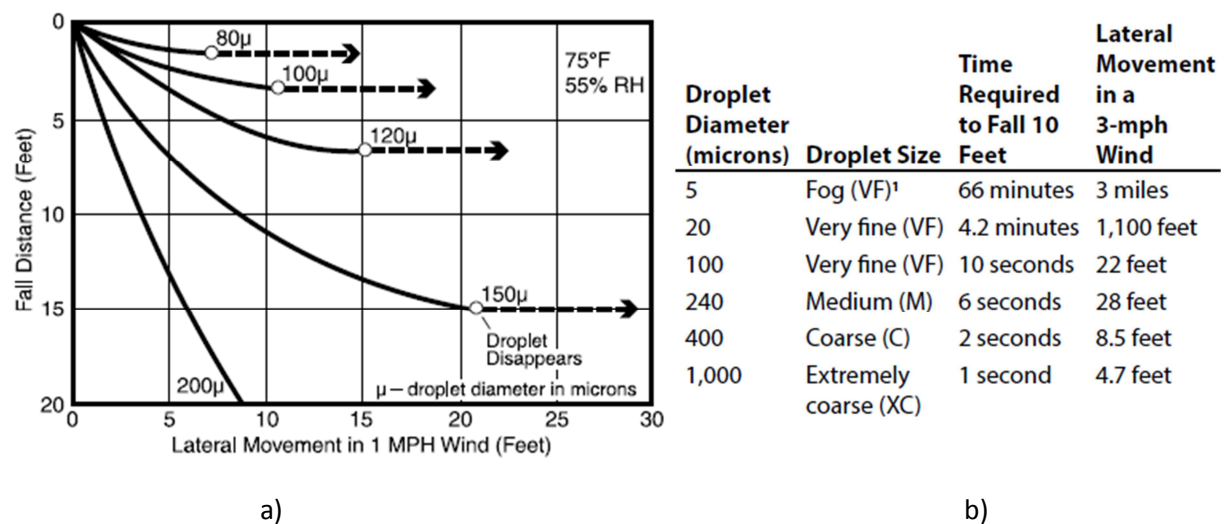


Abbildung 2: Einfluss der Tropfengröße auf das Driftpotenzial. a) Laterale Bewegung bei 1,6 km/h (1 mile = 1,6 km) (Hofman 2018); b) Transportdistanzen verschiedener Tropfendurchmesser bei einer Windgeschwindigkeit von 4,8 km/h (Grisso et al. 2019).

Das Ausbringen von Pflanzenschutzmittel darf nach § 3 Absatz 1 des Pflanzenschutzgesetzes (PflSchG) nur nach guter fachlicher Praxis erfolgen. Diese Praxis sieht mehrere Punkte vor, um Abdrift zu verringern: So darf zum Beispiel die Fahrgeschwindigkeit des Schleppers 8 km/h und die Windgeschwindigkeit bei der Applikation 5 m/s nicht überschreiten. Die Temperatur soll unter 25 °C liegen und die Luftfeuchte mehr als 30 % betragen (Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Verbraucherschutz 2010). Es stehen außerdem diverse abdriftmindernde Geräte für die Applikation zur Verfügung, die beim Julius Kühn-Institut (JKI) im Verzeichnis der verlustmindernden Geräte gelistet sind. Dabei handelt es sich zum Beispiel um driftmindernde Düsen, die in Kombination mit geeigneten Geräten und Verwendungsbestimmungen die Abdrift um 90 % und mehr reduzieren können, da sie ein gröberes Tropfenspektrum ausbilden. Zudem gibt es Geräte wie z.B. den Tunnelsprüher für den Weinbau. Dieser umschließt die Rebzeile und kann dadurch PSM aus der Luftphase wieder auffangen (Kämpfer et al. 2014). Abdrift kann dadurch um bis zu 85 % reduziert werden (Wenneker und van de Zande 2008).

Auch Droplegs eignen sich zur Driftreduzierung. Dabei handelt es sich um eine technische Vorrichtung zur Unterblattspritzung in Reihen und Ackerkulturen. „Dropleg-Düsen“ gehören nicht zu den Düsen im eigentlichen Sinn, es handelt sich vielmehr um eine Verlängerung des Düsenstocks, mit einem elastischen Kunststoffrohr, an dessen Ende sich verschiedene Düsen einsetzen lassen (Abbildung 3).

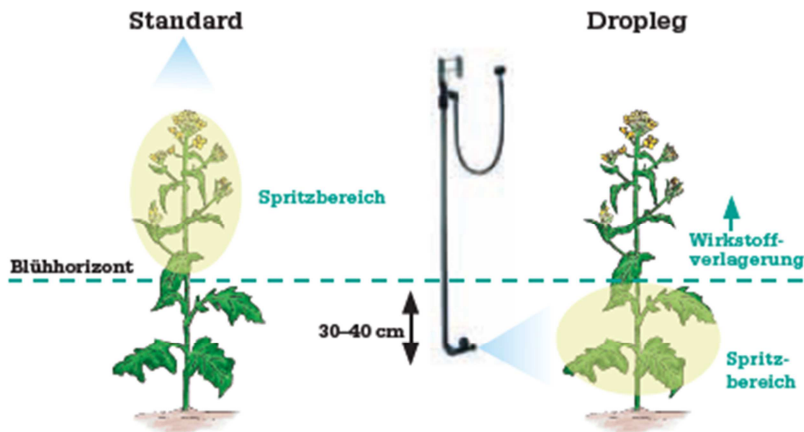


Abbildung 3: Applikationstechnik der Standard und der Dropleg Technik im Vergleich (Quelle: Haberlah-Korr (2016)).

Geeignet sind sie für eine Reihe von Kulturen und Pflanzenschutzanwendungen. Die Technik lässt sich unter anderem bei Raps, Mais, Gemüse, Soja, Kartoffeln und Getreide bei verschiedenen Anwendungen einsetzen (Tabelle 1). Die Anwendung in Raps ermöglicht eine Abdriftminderung um max. 75 % unter bestimmten Anwendungsbedingungen (unter anderem „Lechler Dropleg mit TwinSprayCab und jeweils zwei Zungendüsen“, Druck von 1,6 bar, Höheneinstellung, so dass kein Bodenkontakt oder Blütenkontakt vorkommt, nur Raps, 50 cm Abstand zwischen den Droplegs) und ist in der Liste verlustmindernder Geräte eingetragen. Sie verringert somit auch den Ferntransport von PSM-Rückständen, bietet aber vor allem für den Bienenschutz erhebliche Vorteile, da PSM unterhalb der Blüte auf die Blätter appliziert werden und Nektar und Pollen weniger PSM-Rückstände aufweisen (Ruppert 2017).

Tabelle 1: Einsatzmöglichkeiten des Dropleg-Verfahrens (Ruppert 2017).

<u>Einsatzmöglichkeiten</u>	<u>Fungizid</u>	<u>Insektizid</u>	<u>Herbizid</u>	<u>Düngemittel</u>
Raps	X	X		
Getreide				X
Mais	X	X	X	X
Soja	X	X		
Kartoffel	X			
Gemüse diverse	X	X		

Nachteilig sind die hohen Kosten, im überbetrieblichen Einsatz bei Maschinenringen ist die Technik aber auf jeden Fall geeignet.

Das Anbringen von Filterstrukturen zwischen Ziel- und Nicht-Zielfläche ist eine weitere Möglichkeit Spraydrift zu reduzieren. Zum Beispiel wurden von Wenneker und van de Zande (2008) Versuche mit

Erlen als natürliche Barrieren durchgeführt. Für die Driftversuche wurde eine Apfelplantage mit einem Farbstoff behandelt. Nicht-Zielfläche und Zielfläche waren durch eine Reihe Erlen getrennt. Es wurde eine Driftreduktion durch unbelaubte Erlen von 10 % ermittelt, durch belaubte sogar von 60-85 %. Kubiak et al. (2014) fassen mehrere Studien, die sich mit Driftminderung durch Hecken beschäftigen zusammen. Unbelaubte Hecken und Bäume mindern Drift demnach um 10-30 %, voll ausgebildete Vegetation sogar um bis zu 90 %. Die Höhe der Hecke, die Durchlässigkeit, die Windgeschwindigkeit und der Abstand der Hecke zur Behandlungsfläche bestimmen dabei die Filterleistung (Davis et al. 1994). Höhn et al. (2014) raten, dass die angebrachte Hecke eine optische Dichte von 75 % haben sollte und die Kultur um 1 m übersteigen sollte. Sie weisen außerdem darauf hin, dass Schattenwurf das Wachstum der Kultur beeinflussen kann, für die Anlage der Hecke Kulturfläche geopfert werden muss und die Anlage und Pflege der Hecke Zeit in Anspruch nimmt. Davis et al. (1994) fanden außerdem in ihren Versuchen heraus, dass die geringste Abdrift direkt hinter die Hecke gelangt und die Schutzwirkung dort am größten ist. Die Rückstände, die weiter entfernt von der Hecke gefunden wurden, waren höher als die, die direkt in Windrichtung hinter der Hecke gefunden wurden. Neben der Pflanzung von Hecken können auch Pufferzonen eingerichtet werden, die nicht besprüht werden dürfen (Marrs und Frost 1997). Eine weitere Möglichkeit der Driftreduktion im Obstbau ist das Anbringen von Hagelnetzen, wodurch Abdrift in Versuchen von Schweizer et al. (2013) um 67 bis 84 % verringert werden konnte. Auch Seitennetze sind beim JKI als Methode zur Driftminderung gelistet.

Spraydrift reduzierende Faktoren wurden gründlich untersucht und entsprechende driftreduzierende Maßnahmen wurden in der Applikationstechnik etabliert und im Zulassungsverfahren berücksichtigt (z.B. Davis et al. 1994; Carlsen et al. 2006; Ganzelmeier et al. 1995; Nordby und Skuterud 1975; Nuyttens et al. 2007; Nuyttens et al. 2009). Einen ausführlichen Einblick zu Spraydrift, Einflussfaktoren und Drift reduzierende Maßnahmen gibt ein Review von Felsot et al. (2011).

2.2. VERFLÜCHTIGUNG

Auf dem Boden oder auf Pflanzen deponierte PSM können nach der Applikation durch Übergang in die Gasphase in die Atmosphäre gelangen und über Luftbewegungen von der Zielfläche weg transportiert werden. Verflüchtigung ist abhängig von Temperatur, Feuchtigkeit, Luftaustauschrate, Dampfdruck, Adsorptionsfähigkeit, Löslichkeit und der Formulierung. Je photolytisch und hydrolytisch stabiler ein PSM ist, desto weitere Strecken kann es zurücklegen (Neururer und Womastek 1990). Die Verflüchtigung kann, je nach Substanz, direkt oder aber auch noch nach mehreren Tagen bis Wochen, und in manchen Fällen sogar Monaten (z.B. Chlorkohlenwasserstoffe) nach der Applikation erfolgen. Bei den meisten PSM-Wirkstoffen gehen nicht mehr als 20 % durch Verflüchtigung verloren, bei stark flüchtigen Substanzen können jedoch bis zu 90 % über diesen Eintragspfad verloren gehen (Carter 2000). Ein wichtiger Einflussfaktor ist der Dampfdruck einer Substanz: Je höher der Dampfdruck, desto schneller und leichter verflüchtigen Substanzen (Rüdel 1997; Houbraken et al. 2018). Die Arbeitsgruppe FOCUS AIR (FOCUS Working Group On Pesticides in Air) schlägt deswegen in einem Review einen Grenzwert von 10^{-5} Pa als Dampfdrucktrigger für an Pflanzenoberflächen angelagerten Wirkstoffen vor und 10^{-4} Pa für an Bodenoberflächen angelagerte Substanzen. Wirkstoffe mit niedrigeren Dampfdrücken werden für Verflüchtigungsprozesse und den darauf folgenden Transport in der Atmosphäre als nicht relevant angesehen (FOCUS 2008). Der Dampfdruck einer Substanz ist abhängig von der Temperatur. Je höher die Temperatur, desto höher

der Dampfdruck, wodurch wiederum mehr Wirkstoff verflüchtigt (Da Silva et al. 2001). Nash (1983) zeigt anhand mehrerer Versuche, dass Wirkstoffe mit einem hohen Dampfdruck zu Beginn stark verflüchtigen und die Verflüchtigungsrate anschließend rapide abnimmt und Wirkstoffe mit geringem Dampfdruck zu Beginn weniger stark verflüchtigen, jedoch auch die Verflüchtigungsrate anschließend langsamer abnimmt. Neben dem Dampfdruck lässt sich die Verflüchtigungsanfälligkeit einer Substanz mit der Henry-Konstante beschreiben (FOCUS 2008):

$$H = (V_p \cdot M) / S$$

H = Henry-Konstante

V_p = Dampfdruck

M = Molekulargewicht

S = Wasserlöslichkeit

Die Henry-Konstante scheint vor allem wichtig zu sein, wenn die Verflüchtigung von nassen Oberflächen betrachtet wird, zum Beispiel nach Regen oder in der Nacht (Houbraken et al. 2015). Weitere witterungsbedingte Einflussfaktoren auf Verflüchtigung sind die Luftfeuchtigkeit und die Windgeschwindigkeit (Neururer und Womastek 1990; Da Silva et al. 2001). Mit steigender Windgeschwindigkeit und Luftfeuchte erhöht sich die Verflüchtigungsrate (Burkhard und Guth 1981; Grass et al. 1994).

Auch die Art der Formulierung beeinflusst die Höhe der Verflüchtigungsrate. Zu den Wirkstoffen werden verschiedene Substanzen wie Emulgatoren, Netzmittel, Tenside oder Haftmittel gegeben (Plimmer 1990). Verschiedene Studien befassen sich mit der Verringerung der Verflüchtigung über die Formulierung des PSM. Zum Beispiel konnte die Verflüchtigung von Chlorpyrifos durch das Emulgieren in eine gering flüchtige Matrix (Abietinsäure) verringert werden (Chen et al. 1994). Houbraken et al. (2018) testeten verschiedene Wirkstoffe mit verschiedenen Formulierungstypen und Adjuvantien und stellten eine Reduzierung der Verflüchtigungsrate bis zu 79 % fest, im Vergleich zur Verflüchtigung der aktiven Substanz gelöst in Wasser (Houbraken et al. 2018). Als einfache Methode zur Verringerung der Verflüchtigung stellte sich in der Studie die Verwendung von gering flüchtigen Lösemitteln heraus. Wienhold und Gish (1994) stellten eine Verringerung der Verflüchtigung durch eine Verkapselung von Atrazin und Alachlor mit Stärke fest. Clomazone gilt als flüchtige Substanz, weshalb die meisten Clomazone-haltigen Präparate mittlerweile in einer mikroverkapselten Formulierung verkauft werden, wodurch die Verflüchtigungsrate verringert werden konnte (Gehring 2012).

Die Verflüchtigungsraten hängen stark von den Eigenschaften der Substanz ab, aber auch von denen der Oberfläche, auf der sie deponieren. Allgemein lässt sich sagen, dass die Verflüchtigung von offenem Boden geringer ist als die von Pflanzenoberflächen (Rüdel 1997; Bedos et al. 2002; Guth et al. 2004; Stork et al. 1998). Die Unterschiede in der Verflüchtigungsrate rühren möglicherweise von der höheren Windgeschwindigkeit direkt über Blättern und der turbulenteren Luftströmung aufgrund der heterogeneren Struktur von Pflanzen (Rüdel 1997). Die Oberfläche von Blättern, auf die PSM gesprüht werden, kann sehr unterschiedlich beschaffen sein: uneben, rau, haarig, oder glatt und mit Wachs überzogen. Diese Oberflächen bieten nur wenige Adsorptionsstellen für sowohl hydrophile als auch lipophile PSM und weisen deswegen eine geringere Adsorptionskapazität als Böden auf (FOCUS 2008). Rüdel (1997) schlägt deswegen vor zur Überprüfung der Verflüchtigung einer Substanz nur Tests zur Verflüchtigung von Pflanzenoberflächen durchzuführen. Burkhard und Guth (1981) ermittelten in Laborexperimenten mit fünf verschiedenen Wirkstoffen, dass Verflüchtigung von der

Art des Bodens und der damit verbundenen Absorptionskapazität abhängig ist. Sie stellten fest, dass mit steigendem Gehalt an organischer Substanz im Boden die Verflüchtigung abnimmt. Des Weiteren beobachteten sie, dass höhere Konzentrationen des Wirkstoffes im Boden mit verstärkter Verflüchtigung einhergehen. Auch die Bodenfeuchte hat einen Einfluss auf die Verflüchtigung. Stark an Boden adsorbierende Substanzen verflüchtigen in trockenen Boden kaum. In nassem Boden kann die adsorbierte Substanz jedoch durch das Wasser verdrängt werden und damit frei verfügbar für Verflüchtigung vorliegen (Plimmer 1990; Reichman et al. 2013). Je nach Bodenbeschaffenheit trocknen Böden schneller oder können Feuchtigkeit besser halten. Sandige Böden trocknen schnell, weshalb PSM an diesen besser adsorbieren und schlechter verflüchtigen (Glottfelty et al. 1984). Verflüchtigung ist zudem von der Sonneneinstrahlung abhängig und zeigt Maxima abhängig von der Tageszeit. Diese Maxima hängen jedoch auch mit der Bodenfeuchte zusammen. Bei hoher Bodenfeuchte zeigt sich ein Maximum der Verflüchtigung am Nachmittag, wenn die Sonneneinstrahlung am höchsten ist, und ein Minimum in der Nacht. Bei trockenen Boden zeigt sich das Maximum am frühen Morgen (Prueger et al. 2005; Gish et al. 2009; Stork et al. 1998).

Die Aufnahme von PSM in die Pflanze ist zum einen notwendig für systemisch wirksame PSM und vermindert zum anderen eine Verteilung in der Umwelt. Bei der Aufnahme handelt es sich um einen komplexen Prozess, der von der Blattstruktur, physiko-chemischen Eigenschaften der Substanz, Additiven und den Umweltbedingungen abhängig ist (Wang und Liu 2007; Castro et al. 2014). Die Lipophilie und die Molekülgröße scheinen wichtige Faktoren bezüglich der Aufnahme in die Pflanze zu sein, allein aus diesen zwei Merkmalen lässt sich jedoch nicht die Aufnahmerate bestimmen, da auch die Pflanzenart und der verwendete Wirkstoff eine bedeutende Rolle spielen (Castro et al. 2014). Netzmittel, Öle und Ammoniumsalze als Adjuvantien können die Aufnahme von PSM in die Pflanze signifikant erhöhen (Wang und Liu 2007). Eine Untersuchung von 26 PSM-Wirkstoffen ergab, dass lipophile Substanzen mit geringem Schmelzpunkt einfacher von Pflanzen aufgenommen werden können, als Substanzen, auf die diese Eigenschaften nicht zutreffen. Des Weiteren ergab die Untersuchung, dass die Oberflächenbeschaffenheit der Zielpflanze eine wichtige Rolle spielt. Wachshaltige Blattoberflächen vereinfachen die Aufnahme vor allem von lipophilen Substanzen. So erfolgte die Aufnahme von Wirkstoffen über die Blättern von Erdbeeren und Raps schnell, über die von Mais jedoch nur sehr langsam (Baker et al. 1992a). Eine Studie von Kerler und Schönherr (1988) zeigte, dass die Aufnahme von Substanzen über die Blattoberfläche mit Hilfe des Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten ermittelt werden kann. Photodegradation und Wash-off auf Grund von Regen stehen der Aufnahme in die Pflanze, aber auch der Verflüchtigung entgegen (Espallardo et al. 2012). Die komplexen Vorgänge bei der Aufnahme von PSM über die Blätter in die Pflanzen sind jedoch noch nicht komplett verstanden und erfordern weiteren Forschungsbedarf (Wang und Liu 2007; Castro et al. 2014).

Auf Grund von Verflüchtigung können PSM in großen Distanzen zu landwirtschaftlichen Flächen nachgewiesen werden (Hofmann et al. 2018; Hofmann et al. 2019). Pendimethalin und Prosulfocarb sind auf Grund ihres hohen Dampfdrucks besonders problematisch und sowohl Applikationsauflagen als auch eine Kapselung konnten die Freisetzung in die Umwelt höchstens hinauszögern. Obwohl strengere Anwendungsbestimmungen eingeführt wurden, konnten Hofmann et al. (2019) keine Reduzierung von Pendimethalin und Prosulfocarb in einem von ihnen über Jahre hinweg durchgeführten Rindenmonitoring feststellen. Die Autoren der Studie fordern deswegen, dass PSM ab einem gewissen Dampfdruck des Wirkstoffes nicht zugelassen werden dürfen (Hofmann et al. 2019). Eine Studie von Siebers et al. (2003) zeigte, dass die Deposition von verflüchtigten Substanzen im Nahbereich die Deposition von Spraydrift im Nahbereich übersteigen kann, wenn

driftreduzierende Düsen verwendet werden. Die Ergebnisse dieser Studie weisen darauf hin, dass zum einen Spraydrift gut kontrolliert wird, aber dass zum anderen Verflüchtigung auch im Nahbereich nicht unterschätzt werden darf. Andere flüchtige Substanzen wie Fenpropimorph hingegen können auf Grund ihrer geringen Halbwertszeit in der Luft im Nahbereich kaum nachgewiesen werden (Hassink et al. 2007). Die Stabilität von Substanzen darf folglich bei Betrachtungen bezüglich Nah- und Ferntransport nicht vernachlässigt werden.

Im Zulassungsverfahren wurde in den 1990er Jahren die Verflüchtigung von Wirkstoffen unter Labor- oder Freilandbedingungen ermittelt (BBA Richtlinie, Teil IV, 6-1, 1991). Danach waren die Verflüchtigung von Boden- oder Pflanzenoberflächen mit mehr als 20 % des applizierten Wirkstoffes und einer Stabilität in der Atmosphäre von länger als 2 Tagen Triggerwerte für die Zulassungsfähigkeit. Bei dieser Betrachtungsweise wurde jedoch die Deposition im Nahbereich durch Verflüchtigung nicht ausreichend berücksichtigt, weshalb später der Fokus nicht auf das Verflüchtigungspotenzial selbst sondern auf die Deposition nach Verflüchtigung im Nahbereich (< 50 m) der Agrarflächen gelegt wurde. Die Betrachtung im Zulassungsverfahren erfolgte zunächst mit dem Modell EVA (Exposure via Air) des Umweltbundesamtes (Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft 2002) und wurde später durch systematische angelegte Windtunnelstudien auf empirischer Basis fortgeschrieben (Fent 2004). Heute wird die Nachfolgeversion EVA 3.0 verwendet (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit o.D.), es werden aber auch seit einigen Jahren Halbfreiland-Windtunnelstudien durchgeführt, die die Deposition nach Verflüchtigung im Nahbereich des applizierten Feldes unter standardisierten Windrichtung und –geschwindigkeiten messen. Eines der Wirkstoff-Beispiele aus jüngerer Zeit ist Clomazone, für das mit Hilfe solcher Experimente Formulierungen im Hinblick auf geringere Einträge in weiter entfernte Nicht-Zielflächen getestet werden konnten (Schreiber et al. 2016). Dies fand auch Eingang in Anwendungsbestimmungen für verschiedene Clomazone-Produkte (Gehring 2012).

2.3. STAUBDRIFT

2.3.1. SÄEN GEBEIZTEN SAATGUTES

Die Behandlung von Saatgut mit PSM (Beizen) ist eine weitverbreitete und effektive Methode. Das Saatgut wird dafür vor der Saat mit Fungiziden oder Insektiziden behandelt, wodurch Samen und Keimlinge vor Krankheiten geschützt sind (Ahmed et al. 2001; Nuyttens et al. 2013). Ein Problem der Saatgutbehandlung ist, dass PSM-Rückstände in Nektar, Pollen und in durch Guttation ausgeschiedenes Wasser gelangen und somit von Bienen und anderen Bestäubern aufgenommen werden können (Krupke et al. 2012; Reetz et al. 2011). Außerdem können durch Staubdrift während des Ausbringens des behandelten Saatgutes abgeriebene Partikel über die Luftphase auf andere Flächen transportiert werden und erheblichen Schaden in der Umwelt anrichten. Zum Beispiel wurde im Jahr 2008 am Oberrhein eine erhöhte Sterblichkeit bei Bienen festgestellt, welche in Zusammenhang mit dem Ausbringen von mit Clothianidin gebeiztem Saatgut gebracht werden konnte. Das verwendete Maissaatgut wurde unsachgemäß gebeizt, wodurch ein erhöhter Abrieb entstand (Nikolakis et al. 2009). Eine Untersuchung der Partikelgröße von Staub von gebeiztem Saatgut durch Biocca et al. (2016) ergab, dass ca. 40 % der Staubpartikel einen Durchmesser kleiner 2,5 µm haben und ca. 75 % einen Durchmesser kleiner 10 µm. Diese feinen Partikel sind anfällig für Staubdrift und können über Inhalation aufgenommen werden (Bento et al. 2017; Esworthy 2015).

Wesentlich ausschlaggebend für diesen Eintragspfad von PSM in die Umwelt ist die Qualität des behandelten Saatgutes, die verwendete Technologie beim Beizen und beim Ausbringen des Saatgutes und die Wetter- und Umweltbedingungen beim Ausbringen des Saatgutes. Trockenes und windiges Wetter erhöht die Bildung und die Drift von Staubpartikeln (Nikolakis et al. 2009). Auch während der Behandlung des Saatgutes mit PSM, bei der Lagerung, beim Transport, der Handhabung des behandelten Saatgutes und beim Ausbringen kann Abrieb entstehen. Dieser Abrieb kann während des Sävorgangs, abhängig von der verwendeten Technik und Windgeschwindigkeit, in die Umwelt gelangen (Biocca et al. 2011). Greatti et al. (2003) bestätigen in einer Studie, dass während des Sävorgangs mit gebeiztem Saatgut PSM-Rückstände in die Umwelt gelangen können. Sie fanden sowohl in der Abluft der Drillmaschine, als auch in der unmittelbaren Umgebung in der Vegetation Imidacloprid Rückstände während bzw. nach der Aussaat. Im Durchschnitt fanden sie auf Blütenpflanzen 0,032 mg/kg Imidacloprid und auf Gras 0,021 mg/kg. In einer anderen Studie fanden sie auch noch mindestens vier Tage nach der Aussaat Rückstände in der unmittelbaren Umgebung des Feldes. Des Weiteren stellten sie fest, dass nach der Aussaat Staubpartikel in der Drillmaschine verbleiben, die bei der nächsten Aussaat, auch bei Verwendung von nicht gebeiztem Saatgut, zu PSM Emissionen in die Umwelt führen (Greatti et al. 2006). In einer Studie von Schnier et al. (2003) wurde an die Abluft der Drillmaschine ein Filter installiert, um die Menge an Imidacloprid, die während der Aussaat in die Umwelt gelangt, zu messen. Etwa 4 % der ausgebrachten Menge konnten in den Filtern nachgewiesen werden. Diese Menge ließ sich mit Adjuvantien, die die Adsorptionsfähigkeit des PSM an das Saatgut erhöhen, deutlich verringern.

Um Staubdrift während des Sävorgangs zu vermeiden ist unter anderem die Qualität des verwendeten Saatgutes wichtig. Nikolakis et al. (2009) fassen die wichtigsten Faktoren zusammen: Vor der Behandlung des Saatgutes mit PSM ist eine ordentliche Reinigung und somit Befreiung des Saatgutes von Staubpartikeln notwendig. Die Qualität der Formulierung ist ausschlaggebend dafür, wie gut das PSM an dem Saatgut haftet (Schnier et al. 2003). Des Weiteren sind die verwendeten Maschinen und die Gesamtzusammensetzung der applizierten Schicht um das Saatgut - da Saatgut z.B. häufig mit Fungiziden und Insektiziden gebeizt wird - entscheidend (Nikolakis et al. 2009). Es besteht die Möglichkeit die Anfälligkeit für Staubdrift von gebeiztem Saatgut mit dem Heubach-Test zu prüfen. Bei diesem Test wird gebeiztes Saatgut mechanischem Stress ausgesetzt. Zeitgleich wird ein Luftstrom angelegt und in der Luft schwebende Partikel mit einem Filter aufgefangen. Die Menge an Partikeln, die mit dem Filter aufgefangen werden, geben den Heubach-Wert wieder, welcher in g Staub/100.000 Samenkörner angegeben wird. (Nikolakis et al. 2009). Zwertvaegher et al. (2016) führten den Heubach-Test mit 45 verschiedenen Saatgutsorten durch. Die Ergebnisse zeigten, dass vor allem die Kornart, die Art und Weise der Behandlung und die Anzahl und die Kombination von Wirkstoffen den größten Einfluss auf die Staubbildung haben. Im Mittel zeigten Dinkelsamen die meiste Staubbildung und Zuckerrübensamen die geringste. Dazwischen liegen Mais-, Hafer-, Weizen- und Gersten- und Erbsensamen (absteigende Reihenfolge).

Auch die Art und Weise wie Saatgut ausgebracht wird kann Staubdrift fördern bzw. reduzieren. Für die Aussaat können pneumatische oder mechanische Maschinen zum Einsatz kommen. Am häufigsten werden pneumatische, auf Vakuum basierende Drillmaschinen eingesetzt. Von diesen Maschinen wird in ca. 1-2 m Höhe Abluft abgegeben, die abgeriebene Saatgutpartikel enthalten kann, welche somit in der Umgebung der Ackerfläche verteilt werden (Nuyttens et al. 2013; Schnier et al. 2003; Rautmann et al. 2009). Pneumatische Systeme sind deswegen anfälliger für Staubdrift als mechanische Systeme (Heimbach et al. 2012). Um der Emission von Staubdrift entgegen zu wirken, besteht die Möglichkeit Filter an die Drillmaschinen anzubringen, welche eine Reduktion der

Staubdrift um bis zu 90 % zeigen (Biocca et al. 2016). Nach dem Bienensterben 2008 wurde ein Test entwickelt, mit dem die Staubdrift, die von Sägeräten ausgeht, gemessen werden kann. Dazu werden in definierten Abständen neben dem behandelten Feld, Staubpartikel mit Petrischalen aufgefangen und die Konzentration ermittelt. Des Weiteren wurden die gesetzlichen Regelungen geändert, sodass mit Unterdruck arbeitende Sägeräte für die Aussaat von bestimmten gebeizten Saatgut nur verwendet werden dürfen, wenn sie eine Abdriftminderung von mehr als 90 % erreichen (Rautmann et al. 2009). Das Julius-Kühn-Institut führt eine Liste mit abdriftmindernden Sägeräten, die Abdrift um mindestens 90 % reduzieren (Julius Kühn-Institut).

In den Jahren nach Auftreten des Bienensterbens durch an Beizstäube anhaftende Neonicotinoide wurden eine ganze Reihe Experimente zur Quantifizierung der Beizstaubemission durchgeführt, unter anderem auch von den Pflanzenschutzmittelherstellern. Die zusammenfassende Auswertung dieser Versuche wurde 2011 in einem Workshop in Paris vorgestellt (Kubiak et al. 2011). Zu den wesentlichen Erkenntnissen dieser Auswertungen gehört:

1. Die Qualität des behandelten Saatgutes und die Aussaattechnik haben den größten Einfluss auf Staubdrift
2. Je geringer der Heubach-Wert, desto geringer die Staubdrift (Abbildung 4)
3. Mechanische Sägeräte verursachen deutlich geringere Staubdrift als pneumatische Sägeräte (Abbildung 5)
4. Staubdrift führt zu geringeren Rückständen auf Nicht-Zielflächen als Spraydrift

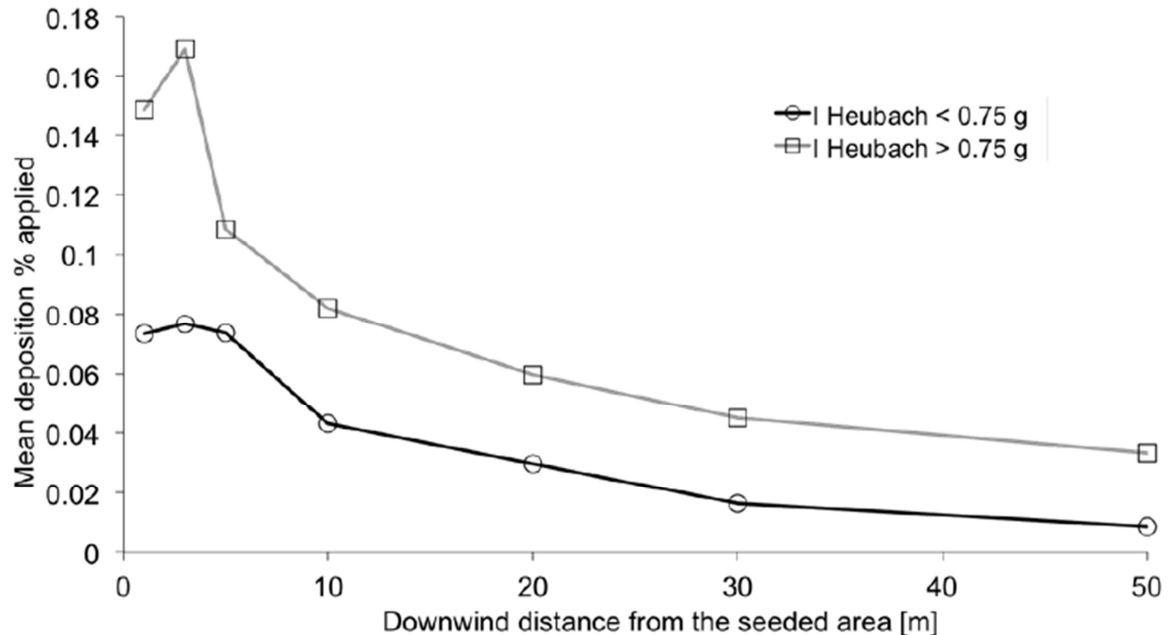


Abbildung 4: Einfluss des Heubach-Wertes auf die Bodendeposition bei Mais (Kubiak et al. 2011).

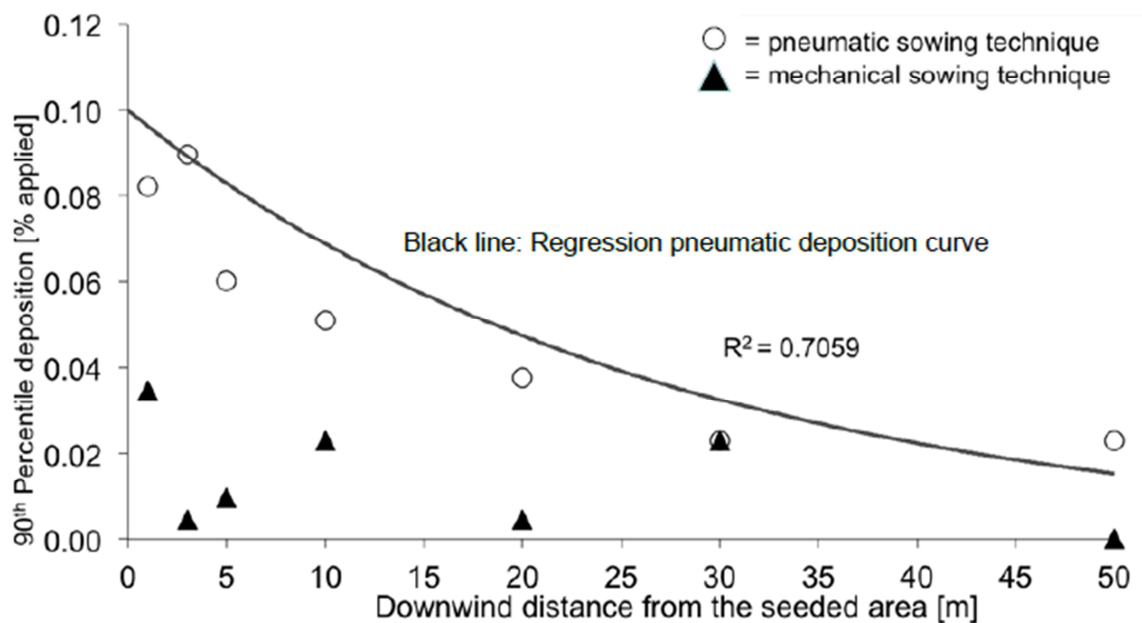


Abbildung 5: Ergebnisse der Staubdriftversuche mit gebeiztem Getreide. Vergleich pneumatischer und mechanischer Sätechnik (Kubiak et al. 2011).

Zurzeit werden auf europäischer Ebene entsprechende Leitlinien-Dokumente zur Risikobewertung und zum Risikomanagement erarbeitet (SANCO/10553/2012). In der Zulassung wird zunehmend per Anwendungsbestimmung vorgeschrieben, dass nur zertifizierte Beizstellen bestimmte Saatgutmittel zur Beizung des Saatgutes nutzen dürfen. Die Zertifizierung erfolgt durch das JKI oder Seedguard. Im Rahmen dieser Zertifizierung sind u.a. Heubach-Tests verpflichtend durchzuführen. Ausschlaggebend für die Risikobewertung ist nicht der Staubanteil sondern der Wirkstoffanteil im Beizstaub auch HAS-Wert oder Heubach As-Wert genannt. In den Entwürfen der angesprochenen europäischen Leitliniendokumente werden hierzu basierend auf den vorliegenden Daten kulturspezifische Szenarien entwickelt. Aufgrund dieser Daten zeigt sich, dass die Exposition bei einer Maisaussaat zum Beispiel viel höher ist als bei einer Zuckerrübenaussaat.

2.3.2. WINDEROSION UND BODENBEARBEITUNG

Staubdrift kann sowohl durch Bodenbearbeitung als auch durch natürliche Winderosion entstehen, wobei ersteres eine höhere Staubentstehung zur Folge hat (Goossens und Riksen 2004). In einer Untersuchung im Jahr 1999 wurde festgestellt, dass durch Bodenbearbeitung entstehende Staubdrift in Niedersachsen um das 6,6-fache höher ist als die durch Winderosion entstehende. In der gleichen Studie wurde berechnet, dass ein Staubtransport von $15,8 \text{ t km}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 10 m oberhalb der Bodenoberfläche und ein Transport von $16\text{-}20 \text{ t km}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in der gesamten Atmosphäre stattfindet. Bei 25-30 % des Staubes handelt es sich um mineralischen Staub, der durch Bodenbearbeitung oder Winderosion von Ackerflächen in die Luft gelangt (Goossens et al. 2001). PSM, die am Boden haften, können durch Staubdrift von der Fläche abgetragen werden (Cessna et al. 2006). Dass PSM auch über diesen Eintragungspfad in die Atmosphäre gelangen können, schlussfolgerten Scharf und Bächmann (1993) anhand von Messungen von Rückständen von Fenpropimorph in Regensammlern in

Reinluftgebieten und in landwirtschaftlich genutzten Bereichen. Sie fanden Rückstände des PSM zu drei Zeitpunkten im Jahr: nach der Applikation, nach Beginn der Ernteperiode und nach der Bodenbearbeitung zur Vorbereitung auf die Aussaat von Wintergetreide. Sie gehen davon aus, dass bei der Ernte und bei der Bodenbearbeitung Wirkstoffreste auf dem Boden und auf Pflanzenteile in die Atmosphäre gelangten. Diese Gegebenheit beobachteten sie auch bei anderen untersuchten Wirkstoffen. Bei einer breit angelegten Studie, die PSM-Rückstände in Rinden untersucht, wurde unter anderem Glyphosat an 55 % der untersuchten Standorte in den Rinden gefunden. Glyphosat gilt als nicht-flüchtige Substanz. Die Autoren der Studie schlussfolgerten deshalb, dass Glyphosat über Staubdrift in die Umwelt gelangt ist. Diese Studie zeigt, dass auch nicht-flüchtige Substanzen weite Distanzen (> 1 km) zurücklegen und so in die Umwelt gelangen können. Als besonders kritischen Faktor sehen die Autoren, neben der besonders häufigen Anwendung des Wirkstoffes, die Anwendung von Glyphosat auf winderosionsgefährdeten Böden. Der Eintrag von PSM über Staubdrift in die Umwelt sollte entsprechend nicht unterschätzt werden (Hofmann et al. 2019). Silva et al. (2018) sammeln in 11 Ländern über 300 Bodenproben von landwirtschaftlich genutzten Flächen und finden in 45 % der Proben Glyphosat und/oder dessen Abbauprodukt Aminomethylphosphonsäure (AMPA). Sie schätzen, dass von behandelten Flächen je nach Konzentration im Boden bis zu $3 \text{ g ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ über Winderosion in die Umwelt gelangen können. Eine weitere Studie über Glyphosat im Boden zeigt, dass die Menge an Glyphosat in den Bodenfraktionen mit feinen Partikeln (< $10 \mu\text{m}$) am höchsten ist. Diese feinen Partikel sind sehr anfällig für Staubdrift durch Winderosion und können über die Atmung von Menschen aufgenommen werden. Da Glyphosat unter trockenen Bedingungen im Boden nur schwer abgebaut wird, ist die Möglichkeit der Verfrachtung über längere Strecken während Dürreperioden am größten (Bento et al. 2017).

Auch von weiteren PSM wurde der Verlust durch Winderosion betrachtet. In der kanadischen Prärieregion bei Regina, Saskatchewan wurde das Herbizid Trifluralin auf ein abgeerntetes und geegtes Weizenfeld appliziert. Anschließend wurde das Feld gegrubbert und das Herbizid somit in eine Tiefe von 7,5 cm eingearbeitet, 3 Tage später wurde das Feld auf 5 cm Tiefe geeggt. Innerhalb eines Jahres wurde ein Gesamtbodenverlust von 62,4 t/ha durch drei Winderosionsereignisse erfasst. Dabei gingen 1,4 % der Aufwandmenge des Herbizids verloren (Cessna et al. 2006). Eine ähnliche in Kanada durchgeführte Studie betrachtete nicht nur in den Boden eingearbeitete PSM (Trifluralin und Triallat), sondern auch ausschließlich auf die Oberfläche applizierte PSM (Diclofop, Bromoxynil, Mecoprop, 2,4-D). Bei den in den Boden eingearbeiteten PSM wurde ein durchschnittlicher Verlust von 1,5 % der ausgebrachten Menge beobachtet, bei den anderen ein durchschnittlicher Verlust von 4,5 % (Larney et al. 1999).

Winderosion ist abhängig von der Windgeschwindigkeit und der Bodenfeuchte. Die windbedingte Erosion beginnt erst, wenn die Windgeschwindigkeit einen bestimmten Grenzwert überschritten hat. Dieser Grenzwert ist abhängig von den Bodeneigenschaften, wie zum Beispiel der Bodenfeuchte. Je größer die Bodenfeuchte, desto weniger anfällig ist der Boden für Winderosion (Fécan et al. 1999). Weitere Faktoren, die Winderosion verstärken, sind die Intensivierung der Landwirtschaft, das Entfernen von Hecken und Büschen vor allem an Feldrändern, die Zunahme der Feldgröße und die intensive Nutzung von Maschinen. Im Gegensatz dazu kann Winderosion durch eine verringerte Bodenbearbeitung, Fruchtfolgen und Saumstrukturen wie Hecken verringert werden (Riksen et al. 2003). Eine weitere Möglichkeit Winderosion zu verringern ist das Bedecken der Ackerfläche mit Ernterückständen (Toure et al. 2011).

2.4. SCHICKSAL VON PSM IN DER ATMOSPHERE

Der Eintrag in die Atmosphäre erfolgt über die vorgestellten Eintragspfade Verflüchtigung, Spraydrift, Staubdrift und Bodenerosion. PSM in der Atmosphäre verteilen sich abhängig von den Witterungsbedingungen und ihren physiko-chemischen Eigenschaften in der Gasphase, der Partikelphase oder der wässrigen Phase (FOCUS 2008; Coupe et al. 2000). Stark flüchtige Substanzen (Dampfdruck $> 10^{-2}$ Pa) befinden sich vor allem in der Gasphase, weniger flüchtige (Dampfdruck $< 10^{-5}$ Pa bei 20 °C) können an Aerosolen haften (Partikelphase) (Bossan et al. 1995; Bidleman 1988) (Abbildung 6). Die meisten PSM-Wirkstoffe haben einen Dampfdruck zwischen den genannten Werten und verteilen sich deshalb in beiden Phasen (Bidleman 1988). In der Atmosphäre ergeben sich anschließend unterschiedliche Schicksale für die PSM: Stabile PSM können beispielsweise bei geeigneten Windbedingungen weite Distanzen zurücklegen und entfernt von der Zielfläche über trockene oder nasse Deposition auf Nicht-Zielflächen gelangen. Weniger stabile Substanzen werden zum Beispiel über Photolyse abgebaut (Espallardo et al. 2012).

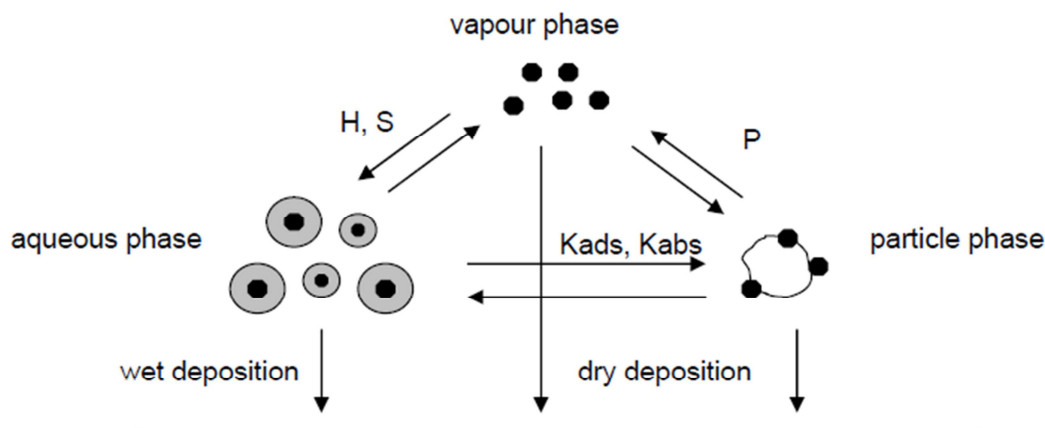


Abbildung 6: Verteilung von Pflanzenschutzmitteln in den unterschiedlichen Phasen (wässrige, Partikel- und Gasphase) der Luft. H = Henry-Konstante, S = gesättigte Wasserlöslichkeit, P = Dampfdruck, Kads = Adsorptionskoeffizient, Kabs = Absorptionskoeffizient. Quelle: Rossi 2010.

2.4.1. TRANSPORT

Einmal in die Atmosphäre gelangt, können PSM über kurze oder lange Strecken transportiert werden. Entsprechend kann der Transport in der Gasphase oder partikelgebunden erfolgen. Wie sich in die Atmosphäre gelangte PSM-Rückstände in diesen Phasen verteilen hängt von deren physiko-chemischen Eigenschaften ab (Coupe et al. 2000). Bei partikelgebundenen PSM in der Atmosphäre hängt der Transport von der Partikelgröße ab. Je feiner die Partikel sind, desto weiter können sie transportiert werden (Bento et al. 2017). In einer Studie aus Tschechien wurde die Verteilung von 27 PSM in der Atmosphäre untersucht und festgestellt, dass die meisten der partikelgebundenen PSM an feinen Partikeln $< 3 \mu\text{m}$ gebunden sind (Degrendele et al. 2016). Die Stabilität und somit die Distanz, über die PSM transportiert werden können, hängt zudem bei PSM in der Partikelphase von den Aerosolen ab, an denen sie haften. So hindert die Haftung von PSM an Kaolin den photolytischen

Abbau, wodurch diese weitere Strecken transportiert werden können (Bossan et al. 1995). Bei PSM, die in der Gasphase gelöst sind, hängt die Distanz, die sie in der Atmosphäre zurücklegen können, von deren Stabilität in der Atmosphäre ab (Espallardo et al. 2012). Je photolytisch und hydrolytisch stabiler die Substanzen sind, desto weitere Strecken können sie zurücklegen (Neururer und Womastek 1990). Neben dem Verbleib und weiteren Transport in der Atmosphäre, können die PSM zum Beispiel durch Photolyse abgebaut werden oder redeponieren (Coupe et al. 2000).

2.4.2. PHOTOLYSE

Der Abbau von PSM durch Sonnenlicht kann über direkte und indirekte Photolyse stattfinden. Bei der direkten Photolyse wird das Sonnenlicht von einem Chromophor in der Struktur des PSM absorbiert, wodurch es in einen angeregten Zustand übergeht und Prozesse wie Homolyse, Heterolyse oder Photoionisation gestartet werden (Reddy und Kim 2015; Wan et al. 1994). Die komplette Mineralisierung von PSM über diesen Prozess erweist sich jedoch als schwierig, da Zwischenprodukte entstehen können, die kein Licht absorbieren können (Reddy und Kim 2015). Indirekte Photolyse wird durch Intermediate ausgelöst, die bei der Photolyse anderer Substanzen entstehen, die neben dem Wirkstoff/PSM vorliegen. Bei diesen Intermediaten kann es sich z.B. um gelöste organische Substanz oder Nitrate in Gewässern handeln, um Ozon oder Stickoxide in der Atmosphäre oder Mineralstoffen, um Hydroxyl-, Peroxy-, Alkyl- oder Carbonat-Radikale oder Singulett-Sauerstoff; diese Substanzen agieren als Photosensibilisatoren (Lam et al. 2003; Reddy und Kim 2015). Hydroxyl-Radikale werden als die wichtigsten Photosensibilisatoren angesehen (Klöpffer et al. 1985; Villaverde et al. 2017). Sie reagieren mit den meisten organischen Molekülen in der Troposphäre, Ozon hingegen nur mit Molekülen, die Doppelbindungen enthalten. Während die Reaktionen mit Hydroxyl-Gruppen und die direkte Photolyse am Tag ablaufen, erfolgt der Abbau mit Hilfe von NO_3^- in der Nacht (Klöpffer et al. 1988; Müller und Klein 1991).

Mit Hilfe von Struktur-Wirkungs-Beziehungen kann eine Abschätzung zu der Abbaurate von PSM in der Atmosphäre getroffen werden. Diese Beziehungen werden auch in Programmen wie dem „Atmospheric Oxidation Program“ (AOP) verwendet, um die Transformationsrate eines Wirkstoffes zu kalkulieren (FOCUS 2008; Müller und Klein 1991). Die Abschätzung der Geschwindigkeitskonstante, mit der die Reaktionen mit Hydroxyl-Radikalen erfolgt und die die Grundlage für AOP bilden, basiert auf einer Methode von Atkinson (Atkinson 1986, 1987; Kwok und Atkinson 1995).

Zum photolytischen Abbau von PSM in der Atmosphäre sind nur wenige Studien verfügbar, die meisten Studien zu Photolyse beschäftigen sich mit in flüssigen Phasen gelösten PSM. Die meisten PSM überdauern 15 min bis 2 Tage in der Luft, Organochlor-Pestizide jedoch mehr als 2 Tage (Espallardo et al. 2012). Eine Studie von Bossan et al. (1995) zeigte, dass der Abbau durch Photolyse von an Aerosolen haftenden PSM abhängig von dem jeweiligen Aerosol ist. So fand bei PSM, die an Flugasche haften, ein Abbau über Photolyse statt, bei solchen, die an Kaolin haften jedoch nicht. Eine Möglichkeit zur Erhebung weiterer Daten zum photolytischen Abbau von PSM sind Versuche in großen Simulationskammern, wie zum Beispiel EUPHORE in Spanien. Diese Kammern verwenden Sonnenlicht für die Reaktion, wodurch sehr realistische Bedingungen geschaffen werden (Vera et al. 2007).

Der photolytische Abbau eines Wirkstoffes ist abhängig von der Oberfläche, auf der er sich befindet. Experimente zu dem photolytischen Abbau von Mesotrione zeigten, dass der Wirkstoff auf Blättern schneller abbaut als in Wasser oder auf dem Boden. Die Autoren vermuten, dass der Stoffwechsel der Pflanze reaktive Moleküle produziert, die den Abbau beschleunigen. Die Versuche zeigten außerdem, dass der photolytische Abbau des Wirkstoffes, gelöst in der kommerziell erwerblichen Formulierung, schneller als mit dem reinen Wirkstoff erfolgt (Lavieille et al. 2008). Direkte Photolyse von an Boden angelagerten Substanzen ist nur bis zu einer Bodentiefe von 0,2-0,3 mm möglich, da das Sonnenlicht nicht tiefer eindringt. Indirekte Photolyse hingegen ist bis zu einer Bodentiefe von 0,7 mm bis 2 mm möglich, abhängig davon, wie weit reaktive Intermediate diffundieren können. Die Diffusion wiederum ist abhängig von der Bodenfeuchte und -porosität und wird durch hohe Bodenfeuchte und -porosität begünstigt (Hebert und Miller 1990). Diese Ergebnisse werden auch von Frank et al. (2002) bestätigt.

Durch den photolytischen Abbau von Pflanzenschutzmitteln steht folglich auch weniger Wirkstoff für Verflüchtigungsprozesse zur Verfügung bzw. der Gehalt in der Atmosphäre wird gesenkt und die Verbreitung in der Umwelt reduziert (Stork et al. 1998). Problematisch könnte dies jedoch sein, wenn die Abbauprodukte toxischer und/oder stabiler als der Ausgangsstoff sind. Ein weiteres Problem tritt auf, wenn der Abbau der Substanz zu schnell stattfindet und somit die für die Wirkung notwendige Menge nicht mehr vorhanden ist (Burrows et al. 2002; Klöpffer et al. 1988).

2.4.3. NASSE UND TROCKENE DEPOSITION

In der Atmosphäre gelöste PSM können entweder über Regen, Nebel oder Schnee deponieren oder im gasförmigen bzw. partikelgebundenen Zustand mit Oberflächen wie zum Beispiel Wasser, Boden oder Vegetation in Kontakt kommen und an diesen deponieren. Bei ersterem handelt es sich um nasse Deposition, bei letzterem um trockene Deposition (Coupe et al. 2000, Espallardo et al. 2012). In Tabelle 2 sind die Faktoren zusammengefasst, die die nasse und trockene Deposition beeinflussen.

Tabelle 2: Faktoren, die nasse und trockene Deposition beeinflussen. Quelle: Jaarsveld und Pul 1999.

Prozess	Gasphase	Partikelphase
Trockene Deposition	Abhängig von der Oberflächensättigung; Deposition und erneute Emission möglich	Abhängig von der Partikelgröße
Nasse Deposition	Abhängig von Henry-Konstante	Abhängig von der Partikelgröße

Da eine Anwendung von PSM nach guter landwirtschaftlicher Praxis nicht vor Regenfällen stattfinden soll, ist trockene Deposition der wichtigste Prozess bezüglich der Redeposition nach

Kurzstreckentransport von PSM. Die Redeposition nach Langstreckentransport ergibt sich hingegen aus trockener und nasser Deposition (FOCUS 2008).

2.5. ZUSAMMENSTELLUNG DER FAKTOREN, DIE EINE EXPOSITION VON PFLANZENSCHUTZMITTELN AUF NICHT-ZIELFLÄCHEN AUSSERHALB DES DRIFTBEREICHS BEGÜNSTIGEN

PSM können über Spraydrift, Verflüchtigung oder Staubdrift in die Atmosphäre gelangen und so für den Langstreckentransport bereitstehen. Abbildung 7 fasst die in den vorherigen Kapiteln beschriebenen Eintragspfade, Transportwege, Abbauewege und Redepositionsmöglichkeiten zusammen.

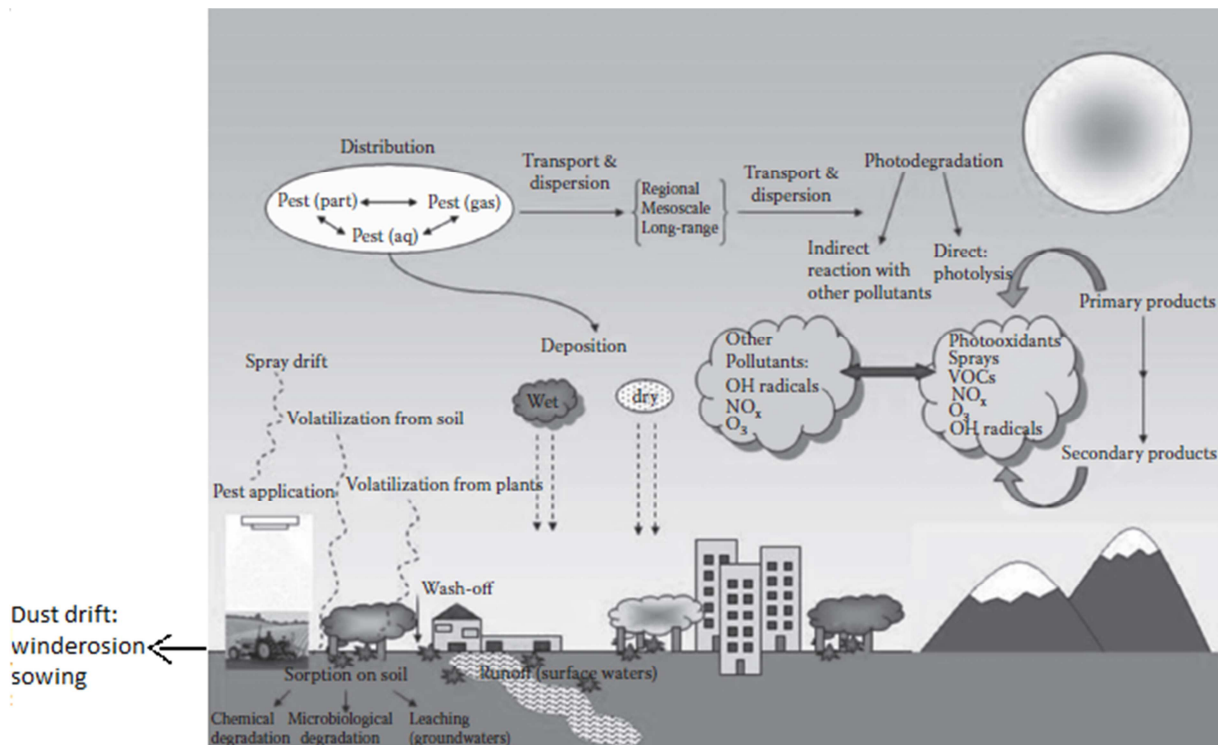


Abbildung 7: Verteilung von PSM in der Umwelt, Eintragspfade, Schicksal in der Atmosphäre. Quelle: Espallardo et al. 2012. Ergänzt durch die Autoren.

Neben den in den vorherigen Kapiteln beschriebenen Möglichkeiten zur Verringerung des Eintrags von PSM in die Umwelt über die beschriebenen Eintragspfade, stehen weitere Methoden zur Verfügung, die sich auf alle Eintragspfade auswirken: Die Einarbeitung der PSM nach der Applikation in den Boden beugt Verflüchtigung aber auch Abtrag durch Winderosion vor und kann somit den Eintrag von PSM in die Atmosphäre verringern. Jedoch kann eine verstärkte Bodenbearbeitung eine höhere Anfälligkeit für Oberflächenabfluss und Bodenerosion zur Folge haben. Staubdrift während des Sävorgangs, Bodenerosion und Verflüchtigung sind unter anderem abhängig von der Windgeschwindigkeit. Aussaat bzw. das Ausbringen von PSM sollten daher möglichst bei Windstille bzw. sehr geringer Windgeschwindigkeit stattfinden. Die Wahl gering flüchtiger PSM verringert

ebenso den Eintrag in die Atmosphäre wie die Verwendung von nicht staubanfälligem Saatgut. (Baker et al. 1992b).

Der atmosphärische Eintrag durch Staubemission betrifft alle angewendeten Substanzen und wird nur begrenzt durch die ausgebrachten Tonnagen, also durch die Gesamtmenge und Häufigkeit der Anwendungen. Mit zunehmender Anwendung eines Wirkstoffs steigt die Chance für seine Messbarkeit auch in von landwirtschaftlicher Nutzung weiter entfernten Gebieten. Dieser Expositions-pfad ist nicht kontrollierbar und in seiner Ausprägung nur noch von der Stabilität der Chemikalie in den verschiedenen Umweltkompartimenten begrenzt. Maßnahmen, die zu einer Verringerung der Anwendung von PSM beitragen, wie zum Beispiel Fruchtfolgen und weitestgehende, möglichst ganzjährige Bodenbedeckung können die Einträge in die Umwelt reduzieren.

Vor dem Hintergrund zunehmender Analysenempfindlichkeit können positive Wirkstofffunde im weiteren Umkreis landwirtschaftlicher Flächen nur im Bereich der Drift und Verflüchtigung sowie bei der Beizung durch regulatorische Maßnahmen reduziert werden, Staubemissionen und luftgetragene Wirkstoffe insgesamt aber nur durch die Begrenzung der Anwendung, der ausgebrachten Mengen und reduzierend wirkenden pflanzenbaulichen Maßnahmen wie der Bodenbedeckung. Dies wird aber nicht dazu führen, dass keine Wirkstoffe mehr in weiter entfernten Gebieten nachgewiesen werden. Im Rahmen der bisher zur Verfügung stehenden regulatorischen Maßnahmen alleine ist diese Herausforderung deshalb nicht lösbar.

Untenstehende Tabelle 3 fasst die Faktoren, die einer weiträumigen Verfrachtung von Wirkstoffen begünstigen zusammen, gibt Hinweise zur Minimierung der Verbreitung und kennzeichnet die bereits jetzt schon ergriffenen oder potenziell möglichen regulatorischen Maßnahmen:

Tabelle 3: Übersicht über die eine weiträumige Verfrachtung begünstigenden Faktoren.

Spraydrift während der Applikation		
Faktor	minimierbar durch	Beispiele für die Regulierung
Hoher Feintropfenanteil	Verwendung grobtropfiger Düsen	Vorschreiben driftmindernder Technik (z.B. driftmindernde Düsen) unter Beachtung der Verwendungsbestimmungen
Wirkstoff- und Formulierungseigenschaften	Optimierung der Formulierung	Differenzierte Anwendungsbestimmungen für verschiedene Formulierungen (z.B.: Clomazone)
Ungünstige Witterungsbedingungen	Anwendung bei niedrigen Windgeschwindigkeiten, niedrigen Temperaturen	Anwendungsbestimmung über Ausbringungszeitpunkt (Beispiele: Clomazone, Pendi-methalin, Prosulfocarb)
Umgebungsstruktur	Hecken, Hagelnetz (über Obstplantagen)	Koppelung mit Abstandsauf-lagen, Anerkennung als driftreduzierende Maßnahmen

Verflüchtigung nach der Applikation

Faktor	minimierbar durch	Beispiele für die Regulierung
Hoher Dampfdruck		Einschränkung der Zulassung für Wirkstoffe mit Dampfdrücken von $> 10^{-4}$ Pa bei Anwendung auf Pflanzen bzw. $> 10^{-6}$ Pa bei Bodenapplikation
Formulierungseigenschaften	Verwendung von geringflüchtigen Lösungsmitteln, Adjuvantien, Mikroverkapselungen	Formulierungsabhängige Anwendungsbestimmungen (Beispiel Clomazone)
Ungünstige Witterungsbedingungen	Niedrige Windgeschwindigkeiten und Temperaturen nach der Ausbringung, wenig Niederschlag nach der Ausbringung bei Applikation auf den Boden	Anwendungsbeschränkungen unter besonderen klimatischen Bedingungen und Tageszeit

Staubdrift während des Sävorgangs

Faktor	minimierbar durch	Beispiele für die Regulierung
Sätechnik	Verwendung von mechanischer Sätechnik (statt pneumatischer); Verwendung von Injektoren bei pneumatischen Geräten, Verwendung von driftmindernden Sägeräten	Vorschreiben der Verwendung von driftmindernden Sägeräten
Beizqualität	Verbesserung der Haftung der Wirkstoffe am Saatgut (Heubachwert)	Festlegung von Beizqualitätsparametern
Witterung	Geringe Windgeschwindigkeit, Vermeidung von Trockenphasen	Anwendungsbestimmung für die Ausbringung gebeizten Saatgutes

Staubdrift durch Winderosion

Faktor	minimierbar durch	Beispiele für die Regulierung
Hohe Sorption und geringe Verlagerungsneigung in Böden	Anwendung auf ton- und humusarmen Böden	Keine sinnvolle Anwendungsbestimmung möglich, da gegensätzlich zu anderen Regulierungszielen
Lange Halbwertszeiten	Einsatz von vornehmlich schnell abbaubaren Wirkstoffen	Verbote, wenn cut-off-Kriterien (vPvB, POP, PBT) zum Abbau der Substanz nicht erfüllt werden (VO 1107/2009)

Witterungsbedingungen	Geringe Windgeschwindigkeit, Vermeidung von Anwendungen während Trockenphasen	Anwendungsbeschränkungen
Bodenbearbeitung	Verringerte Bodenbearbeitung	Vorgaben zur Bodenbear- beitung und Bestandesführung

Es stellt sich die Frage, wie andere Länder mit dem Thema umgehen, welche Methoden und Berechnungsmöglichkeiten zur Verfügung stehen und ob ein Monitoring in diesem Zusammenhang sinnvoll sein könnte, ggf. wie ein solches Monitoring sinnvollerweise aufgebaut sein sollte.

3. METHODEN ZUR ERMITTLUNG DER VERFRACHTUNG VON PFLANZENSCHUTZMITTELN AUF DEM LUFTPFAD

Aus dem vorherigen Kapitel ergibt sich, dass PSM gelöst in der Gasphase, gebunden an Partikel oder in der wässrigen Phase über weite Distanzen verfrachtet werden können und sich so in der Umwelt verteilen. In der Atmosphäre gelöste PSM können entweder über nasse Deposition, also mit Regen oder Schnee, deponieren oder im gasförmigen bzw. partikelgebundenen Zustand mit Oberflächen in Kontakt kommen und an diesen deponieren (trockene Deposition) (Coupe et al. 2000). Es gibt verschiedene Möglichkeiten über die Atmosphäre verfrachtete und/oder redeponierte Rückstände zu bestimmen. Die wichtigsten werden im Folgenden vorgestellt.

3.1. MESSUNG VON PSM-RÜCKSTÄNDEN IN DER LUFT

Bei Luftsammlern kann zwischen aktiven und passiven Sammlern unterschieden werden. Bei passiven Sammlern erfolgt vor allem ein qualitativer Nachweis, der Aussagen über das Vorhandensein von PSM-Wirkstoffen zulässt. Mit aktiven Sammlern erfolgt hingegen auch ein quantitativer Nachweis, da mit diesen die Luftkonzentration nicht genau bestimmt werden kann.

3.1.1. AKTIVE LUFTSAMMLER

Bei aktiven Sammlern wird Luft durch einen Filter und anschließend einen festen Adsorbent gepumpt. PSM in der Partikelphase werden durch den Filter aus der Luft entfernt, PSM in der Gasphase durch den Adsorbent (Abbildung 8) (Yusà et al. 2009). Zeitpunkt und Dauer, die der aktive Luftsammler Proben aus der Luft entnehmen soll, lassen sich am Gerät einstellen (Coupe et al. 2000).

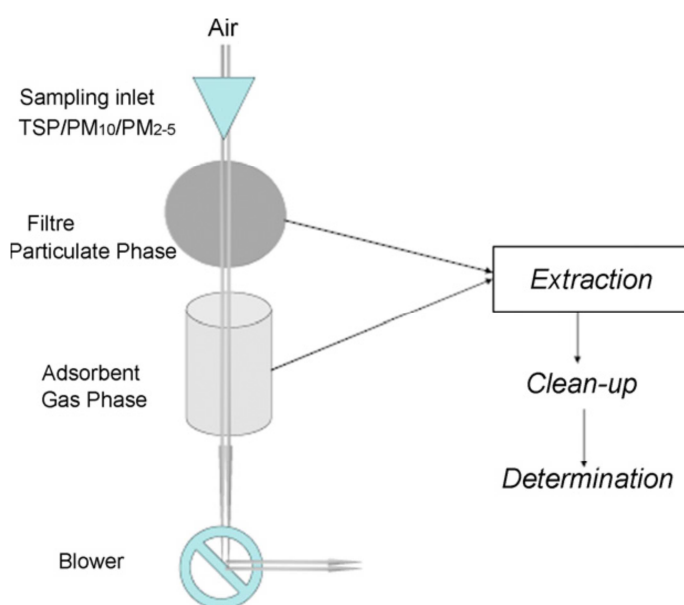


Abbildung 8: Aufbau eines aktiven Luftsammlers (Quelle: Yusà et al. 2009).

Als Filter für die Partikelphase eignen sich beispielsweise Quarzfaserfilter oder Glasfaserfilter und als Adsorbent für die Gasphase Polyurethanschaum (PUF) (Degrendele et al. 2016; Espallardo et al. 2012; Coupe et al. 2000), XAD-2, XAD-4, Carbopack, Carbotrap, Carboxen, Tenax TA, Chromosorb oder Kieselgel, wobei XAD (dieses basiert auf Styrol/Divinylbenzol Copolymerbasis (Wania et al. 2003)) als Standard-Adsorberharz gilt, da es viele Substanzen adsorbiert, leicht wiederherzustellen ist und häufig verwendet werden kann (Kosikowska und Biziuk 2010).

Vorteil der aktiven Sammler ist, dass mit ihnen die Luftkonzentration bestimmt werden kann und somit zeitliche und räumliche Veränderungen der Konzentration verfolgt werden können. Des Weiteren werden die in der Gasphase gelösten PSM getrennt von den an Partikeln adsorbierten PSM aufgenommen und die Verteilung des PSM in den Luftphasen kann somit nachvollzogen werden. Nachteil der Sammler sind die hohen Anschaffungskosten, das Gewicht der Maschinen und die Notwendigkeit eines vorhandenen Stromanschlusses (Schummer et al. 2012).

3.1.2. PASSIVE LUFTSAMMLER

Mit Hilfe von passiven Luftsammlern können PSM, die in der Gasphase gelöst sind, gesammelt werden. Der Vorteil von passiven Luftsammlern ist, dass sie ohne Strom funktionieren und nur auf Diffusion beruhen (Wania et al. 2003; Górecki und Namieśnik 2002). Dadurch sind sie leichter und günstiger als aktive Luftsammler (Wania et al. 2003). Jedoch ergibt sich auch der Nachteil, dass die gesammelten Mengen einer Substanz nur in Bezug zur gesammelten Zeitspanne und nicht zur gesammelten Luftmenge wiedergegeben werden kann. Sie eignen sich um die Luftqualität an verschiedenen Standorten und sowohl räumliche als auch zeitliche Variationen der Verteilungen von PSM zu ermitteln (Schummer et al. 2012). Die Aufnahme von Chemikalien aus der Gasphase durch passive Luftsammler erfolgt so lange, bis sich ein Gleichgewicht zwischen dem Sammelmedium und der Gasphase eingestellt hat. Am häufigsten werden auf PUF basierende Sammler oder solche mit XAD Adsorberharzen verwendet (Schummer et al. 2012).

Es ist möglich die Luftkonzentration mit Hilfe einer in Koblizkova et al. (2012) beschriebenen Gleichung auch mit passiven Luftsammlern zu berechnen. Dazu muss das Luftvolumen, welches den passiven Sammler in der Probenahmezeit durchläuft, ermittelt werden. Dieses ist abhängig von dem Verteilungskoeffizient zwischen dem Sammelmedium und der Luft (abgeleitet vom Octanol-Luft Verteilungskoeffizienten), dem Volumen des passiven Sammelmediums, dem Luftmassentransferkoeffizienten, der effektiven Schichtdicke und der Zeit (Koblizkova et al. 2012) . Die so berechneten Luftkonzentrationen zeigen in einer Studie von Gamboa et al. (2020) ähnliche Expositionsmuster wie die mit Hilfe von aktiven Luftsammlern ermittelten Luftkonzentrationen, Median-Konzentrationen waren in den passiven Luftsammlern jedoch höher, was unter anderem durch die verschiedenen Probenahmezeiten und die indirekte Abschätzung der Luftmenge bei Verwendung von passiven Luftsammlern kommen kann. Die Abschätzung der Luftkonzentration mit passiven Sammlern muss den Autoren zufolge deshalb noch genauer untersucht werden.

3.1.2.1. PASSIVES UND AKTIVES BIOMONITORING

Für den Nachweis von PSM in der Luft müssen nicht zwingend Geräte aufgestellt werden, da auch Organismen Schadstoffe aufnehmen können und so als natürliche passive Luftsammler fungieren (Wania et al. 2003). Rinden als passive Sammler von Schadstoffen in der Umwelt bieten den Vorteil, dass sie Schadstoffe über mehrere Jahre aufnehmen, welche sich in der Rinde akkumulieren und nicht metabolisch oder co-metabolisch abgebaut werden können, da Rinde ein totes Gewebe ist. Die Methode erfordert nur einen geringen Zeitaufwand, da im Vorfeld keine Sammler installiert werden und entsprechend keine Wartezeiten eingehalten werden müssen. Folglich kann ein Rindenmonitoring in kurzer Zeit einen Überblick über die Immissionsbelastung geben (Hofmann et al. 2001). Nachteile eines Rindenmonitorings sind, dass kein Bezug zur gesammelten Luftmenge und bei einmal Beprobung zur gesammelten Zeit hergestellt werden kann. Die Probenahme erfolgt an mindestens drei Bäumen pro Standort, die eine Mindestumlaufstrecke von 5 m haben, auf einer Höhe von 1,5 m. Ein spezieller Rindenprobenehmer erlaubt dabei eine standardisierte Probenentnahme (Hofmann et al. 2019).

Neben Rinden können auch Flechten als natürliche passive Luftsammler analysiert werden. Sie bieten den Vorteil, dass sie (1) keine Cuticula haben, die eine Barriere für PSM darstellen kann, dass es (2) keine internen Transportprozesse gibt und dass sie (3) abhängig von der Atmosphäre als Nährstofflieferant sind (Muir et al. 1993). Als weiterer passiver Luftsammler eignen sich Nadeln von Nadelbäumen, da sie von einer Wachsschicht umzogen sind und deshalb lipophile Substanzen akkumulieren können und ein großes Oberfläche zu Volumen Verhältnis haben (Kylin et al. 1994; Müller et al. 2000). Nachteil an Blättern als natürliche passive Luftsammler ist, dass - je nach Spezies, Lokalisation und Wachstum - die Eigenschaften der Blätter variieren (Müller et al. 2000; Wania et al. 2003).

Des Weiteren eignet sich auch die Beprobung von ökologisch angebauten Kulturen in Abhängigkeit von den Anwendungszeitpunkten von PSM im konventionellen Landbau. Ein solches Monitoring wurde zum Beispiel von Hofmann und Schleichriemen (2014) an Bio-Körnerfenchel durchgeführt. Zusätzlich wurden Grünkohle aus privaten Gärten beprobt.

Neben dem passiven Biomonitoring, bei dem in der Natur gewachsene Pflanzen beprobt werden, besteht auch die Möglichkeit ein aktives Biomonitoring durchzuführen, indem gezielt vorgezogene Pflanzen an verschiedenen Messpunkten aufgestellt werden. Für ein solches Biomonitoring eignen sich beispielsweise Grünkohlpflanzen. Für das Monitoring kann als Grundlage die VDI-Richtlinie 3957 Blatt 3 verwendet werden. Für diese Methode wird Grünkohl für 8 Wochen in einem Gewächshaus angezogen und anschließend in Töpfen, die in Wasservorratsgefäße gehängt werden, an den Messstellen aufgestellt. Durch die Wuchsform des Grünkohls können die Blätter gut umströmt werden. Sie weisen zudem durch die Kräuselung eine große Oberfläche auf und durch die ausgeprägte Wachsschicht der Blätter können sich die zumeist lipophilen Substanzen gut anlagern. Ein weiterer Vorteil ergibt sich durch die Winterhärte, da somit auch über die kalte Jahreszeit ein Monitoring stattfinden kann. Die mit Grünkohl erzielten Ergebnisse korrelieren gut mit Anreicherungen in anderen Pflanzen, wodurch sich Grünkohl gut für ein Biomonitoring eignet (UMEG Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden Württemberg 2002).

3.1.3. BULKSAMMLER

Mit Bulksammlern ist es möglich, sowohl die nasse Deposition durch Regen, welcher Substanzen gelöst in der Gasphase und partikelgebunden aus der Luft auswäscht, als auch trockene Deposition zu erfassen (Dubus et al. 2000). Bei den Sammlern handelt es sich um offene Gefäße mit einer trichterförmigen Öffnung (Abbildung 9). Der Staub setzt sich in der Öffnung ab und wird mit Regen in das Gefäß hinein gespült. Es gibt verschiedene Ausführungen von Bulksammlern. Neben den einfachen Varianten, welche nur aus dem beschriebenen Gefäß bestehen (Abbildung 9 A), gibt es auch „E-Versionen“, die über eingebaute Elektrik über die Möglichkeit verfügen die Proben im Sommer zu kühlen bzw. das Gerät im Winter aufzuheizen, dass Schnee auf dem Gerät schmilzt und in flüssiger Form aufgefangen werden kann (Abbildung 9 B). Die gesammelte Menge wird als Gewichtseinheit in Abhängigkeit von der Fläche und dem Zeitraum angegeben. Da dieser Wert abhängig von dem verwendeten Gefäß ist, sollten für ein Monitoring an jedem Standort die gleichen Sammler verwendet werden (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz o.D.). Der Vorteil elektrisch betriebener Bulksammler besteht in der Möglichkeit die Proben zu kühlen und einen Abbau zu verhindern. Nachteil sind die höheren Anschaffungskosten, das höhere Gewicht (35 kg) und die Notwendigkeit eines Stromanschlusses.

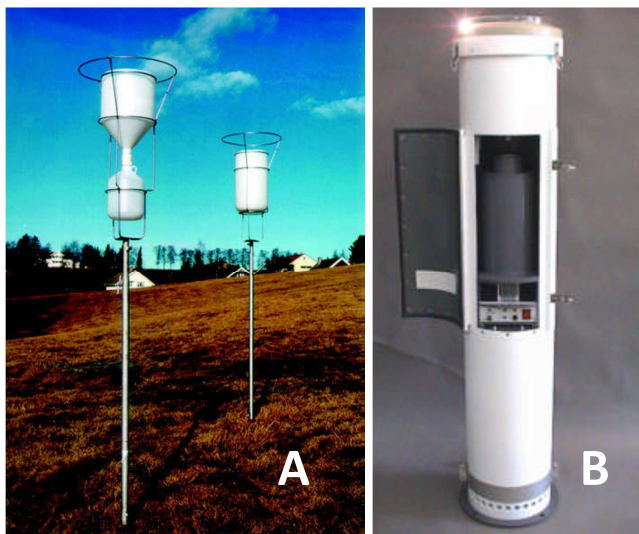


Abbildung 9: Bulksammler (Eigenbrodt 2014). A: Einfacher Bulksammler. B: Bulksammler mit Kühlung bzw. Heizung.

3.1.4. NIEDERSCHLAGSSAMMLER

Mit Niederschlagssammlern ist es möglich, PSM-Rückstände, die in der Atmosphäre partikelgebunden oder in der Gasphase gelöst vorliegen, zu sammeln. Die Substanzen werden bei Regen aus der Atmosphäre ausgewaschen und können mit Niederschlagssammlern aufgefangen werden (Dubus et al. 2000). Im Gegensatz zu den Bulksammlern fangen Niederschlagssammler keine trockene Deposition auf, da sie sensorgesteuert sind. In niederschlagsfreien Phasen ist das Auffanggefäß verschlossen. Der Sensor registriert den einsetzenden Niederschlag und das Sammelgefäß wird geöffnet (Gath et al. 1993; Coupe et al. 2000). Für diese Messmethode sind

Niederschlagsereignisse notwendig, weshalb das Einsammeln und die Analyse der Proben entsprechend flexibel durchführbar sein müssen.

3.1.5. ZUSAMMENFASSUNG

Tabelle 4 fasst die verschiedenen Techniken zum Sammeln von PSM-Rückständen, die über die Luft transportiert werden zusammen. Vor- und Nachteile und die Aussagekraft werden aufgeführt. Die Kosten für die einzelnen Sammler sind in Kapitel 6.4 aufgelistet.

Tabelle 4: Vor- und Nachteile verschiedener Sammeltechniken.

Sammelmethode	Vorteile	Nachteile	Aussagekraft
Aktive Luftsammler	Getrennte Sammlung von partikel-gebundenen und in der Gasphase gelösten PSM Definiertes gesammeltes Luftvolumen	Hohe Anschaffungskosten Hohes Gewicht und sperrig (erschwerter Transport) Benötigen Stromversorgung	Aussagen zur Konzentration in der Luft möglich und damit Bezug zur ausgebrachten Menge Ermittlung räumlicher und zeitlicher Variationen
Passive Luftsammler	Niedrige Anschaffungskosten Leicht transportabel Unabhängig von Stromanschluss	Gesammelte PSM können nur in Bezug zur Zeitspanne gebracht werden, nicht zur gesammelten Luftmenge Nur in der Gasphase gelöste PSM können gesammelt werden	Keine direkte Korrelation zur Anwendung Aussage zur Exposition in einem definierten Zeitraum Ermittlung räumlicher und zeitlicher Variationen
Natürliche passive Luftsammler	Keine Anschaffungskosten, kein Aufstellen von Geräten, keine Wartezeiten	Weder Bezug zur Luftmenge noch zur Zeit möglich	Nachweis von persistenten und akkumulierbaren PSM Kurzfristig realisierbare Aussagen über Verteilung von PSM in der Umwelt

Überblick über die Immissionsbelastung

Bulksammler (trockene und nasse Deposition)	Sammlung trockener und nasser Deposition zeitgleich	Bei Schneefall Sammlung nur bedingt möglich Keine Trennung von trockener und nasser Deposition Abhängig von Niederschlagsereignissen	Lässt Aussagen von Deposition von PSM in Abhängigkeit von Zeiteinheit und Fläche zu
Elektrisch betriebene Bulksammler (trockene und nasse Deposition)	Proben können auf konstanter Temperatur gehalten werden Sammlung von Schnee-Proben möglich, da dieser geschmolzen werden kann Teurer als einfache Bulksammler	Benötigen Stromversorgung Keine Trennung von trockener und nasser Deposition Abhängig von Niederschlagsereignissen	Zusätzlich zu einfachen Bulksammlern Jahreszeit unabhängige Aussagen möglich
Niederschlagssammler (nasse Deposition)	Nur nasse Deposition wird gesammelt	Keine Möglichkeit die trockene Deposition zu ermitteln Abhängig von Niederschlagsereignissen	Aussagen zu über Regen ausgewaschene Mengen PSM Angabe in Bezug zur Niederschlagsmenge

3.2. MESSUNG VON PSM-RÜCKSTÄNDEN IN GEWÄSSERN

Gewässer werden vor allem durch den Eintrag von PSM über Kläranlagen, Hofabflüssen und Oberflächenabfluss von Feldern belastet (Roettele 2016), aber auch über trockene und nasse Deposition können Rückstände in Gewässer gelangen, weshalb im Hinblick auf ein Monitoring verschiedene Methoden der Gewässer Beprobung vorgestellt werden sollen.

Nach Hommen et al. (2004) können 3 verschiedene Ansätze für ein Monitoring unterschieden werden, die sich einander ergänzend gemeinsam eingesetzt werden können. Das chemische Monitoring betrachtet nur die Konzentration verschiedener Substanzen in dem betrachteten Medium. Es kann die gesamte Wirkstoffkonzentration oder nur die bioverfügbare betrachtet werden,

letztere ist von den Substanz- und Habitat-Eigenschaften abhängig. Das ökotoxikologische Monitoring untersucht zudem die Effekte, die die ermittelte Substanzkonzentration auf die individuellen aquatischen Lebewesen hat. Die Effekte können in Form von Auswirkungen auf die Reproduktion und das Verhalten oder eine erhöhte Mortalität auftreten. Untersucht werden können die Effekte in Laboruntersuchungen, bei denen verschiedene Toxizitätstests mit Gewässerproben durchgeführt werden. Das ökologische Monitoring beschäftigt sich mit den Auswirkungen auf Ebene der Populationen und Lebensgemeinschaften. Im Rahmen dieses Gutachtens erscheint ein chemisches Monitoring als ausreichend. Die Ergebnisse der Gewässer Beprobungen können mit vorhandenen ökotoxikologischen Grenzwerten verglichen werden.

Die einfachste Methode Gewässerproben zu entnehmen ist das manuelle Sammeln der Proben, das in regelmäßigen Abständen von Mitarbeitern erfolgt. Durch diese Methode können jedoch räumliche und zeitliche Verteilungen der Konzentration nicht ermittelt werden und auch bei Niederschlagsereignissen, die Oberflächenabfluss auslösen und nasse Deposition zur Folge haben und damit einen erhöhten Eintrag von PSM in Gewässer haben, werden Konzentrationsspitzen übersehen. Des Weiteren werden die Durchschnittskonzentrationen über einen längeren Zeitraum unterschätzt (Xing et al. 2013). Mit Hilfe von aktiven Sammlern kann der Eintrag durch Oberflächenabfluss und nasse Deposition bei Niederschlagsereignissen analysiert werden. Die Sammler registrieren die erhöhte Fließgeschwindigkeit und starten anschließend die Entnahme von Proben für eine bestimmte Dauer (Liess und Ohe 2005). Ein Event basiertes Sammeln ist auch mit passiven Sammlern möglich. Dafür werden Flaschen mehrere Zentimeter oberhalb der Wasseroberfläche angebracht. Bei starken Niederschlägen steigt der Pegel des Flusses und die Flaschen werden dadurch befüllt (Stehle et al. 2016).

Als eine Alternative zur Beprobung von Fließgewässern können auch künstliche Wasserkörper in Form von z.B. Wannen beprobt werden. Diese werden zum Beispiel auch bei Verflüchtigungsversuchen im Windtunnel verwendet, um die Exposition von Gewässern nach Applikation von PSM abzuschätzen (Fent 2004). Diese künstlichen Wasserkörper können an den Messpunkten aufgestellt werden und Proben in regelmäßigen Abständen bzw. ereignisbezogen entnommen werden.

Die Bedeutung der atmosphärischen Einträge in Gewässer und der möglichen ökotoxikologischen Wirkungen wird im Nahbereich für die Zulassung berücksichtigt, ist aber für das hier vorgeschlagene Monitoring allenfalls für weiter entfernte stehende Gewässer zu berücksichtigen.

3.3. MESSUNG VON PSM-RÜCKSTÄNDEN IM BODEN

Die Normreihe DIN ISO 10381 befasst sich mit der Bodenbeschaffenheit und der Probenahme für landwirtschaftliche und umweltbezogene Bodenuntersuchungen (Kuchenbuch et al. 2011). Eine ausführliche Richtlinie zur Bodenprobenahme und Probenbearbeitung geben Weinfurtner und Kördel (2012) basierend auf der erwähnten Normreihe.

Gooijer et al. (2019) untersuchten in den Niederlanden unter anderem Bodenproben auf PSM-Rückstände. Die Proben entnahmen sie aus Gärten von Anwohnern. Dafür wählten sie nach dem Zufallsprinzip fünf unbedeckte Bodenflächen pro Messstelle aus, entnahmen jeder 150-250 g des Oberflächenbodens und erstellten aus den fünf gesammelten Proben eine Mischprobe. Die

Entnahme erfolgte mit einem Entnahmegesetz, um für jede Probe die gleiche Entnahmetiefe zu gewährleisten.

3.4. SINNVOLLE MESSMETHODEN FÜR DAS MONITORING

Aufgrund vorstehender Betrachtungen werden folgende Messeinrichtungen für ein behördlich veranlassetes Monitoring grundsätzlich für geeignet gehalten:

Aktive Luftsammler, da nur mit diesen ein direkter Bezug zur untersuchten Luftmenge und Sammelzeit erfolgen kann. Als Adsorbent eignet sich XAD-2, da es eine Vielzahl von PSM-Wirkstoffen adsorbiert. Das Adsorbentharz kann auch zusammen mit PUF als „Sandwich“ (PUF-XAD-2-PUF) mit einem vorgeschalteten Glasfaserfilter zur Erfassung des Staubanteils ($< 10 \mu\text{m}$, da relevant für die Aufnahme mit der Atmung) eingesetzt werden (Yusà et al. 2009).

Für Aussagen zur Deposition können Bulksammler verwendet werden. Elektrische Bulksammler vermeiden einen Abbau von nicht thermostabilen PSM und sind somit ein realistischer worst-case. Nicht temperierte Sammler geben die Situation wieder, die z. B. auch ein Biomonitoring erfassen würde. Um die Rückstandshöhen, die durch trockene und nasse Deposition entstehen, voneinander abgrenzen zu können, können zusätzlich an den Messpunkten noch Niederschlagssammler installiert werden.

Im Bereich der Möglichkeiten für ein biologisches Monitoring ist für die Ermittlung der Exposition von terrestrischen Pflanzen ein aktives Biomonitoring mit Grünkohl in Anlehnung an die VDI-Richtlinie 3957 möglich. Der im Gewächshaus vorgezogene Grünkohl bietet die Vorteile, dass alle Pflanzen die gleichen Ausgangsvoraussetzungen erfüllen, die Pflanzen, im Gegensatz zu in der Landschaft gewachsenen Pflanzen, komplett unbelastet sind und der Zeitpunkt des Beginns der Exposition sich gezielt bestimmen lässt. Es handelt sich um ein standardisiertes und gut beschriebenes Verfahren. Sollte ein solches Biomonitoring Teil des geplanten Monitorings sein, müsste aus Gründen der Vergleichbarkeit an allen Standorten die gleiche Methode und die gleiche Pflanze verwendet werden.

Auch Bodenuntersuchungen zur Erfassung der Deposition pro Flächen- und Zeiteinheit sind möglich. Zur Untersuchung von Rückständen, die durch trockene und nasse Deposition in Böden gelangen, wird die Vorgehensweise von Gooijer et al. (2019) vorgeschlagen, da PSM über diesen Eintragungspfad vor allem in die obere Bodenschicht gelangen. Eine Beprobung mit Bohrkernen, bei der auch aus tieferen Bodenschichten Boden entnommen wird, wird daher als nicht notwendig angesehen.

4. INTERNATIONALE LITERATUR ÜBER ERGEBNISSE ZUR WEITRÄUMIGEN PFLANZENSCHUTZMITTELVERFRACHTUNG

Im Folgenden werden Monitoringstudien zum Thema Verfrachtung von PSM aus anderen Ländern zusammengestellt.

4.1. EUROPA

In Schweden und Dänemark erfolgte die Diskussion über PSM-Rückständen in der Luft vor allem in Bezug zur Herbstapplikation von Prosulfocarb, da dieses PSM in ökologisch erzeugten Äpfeln in so hohen Dosen gefunden wurde, dass diese nicht mehr als Bio-Ware verkauft werden konnten. Als Konsequenz darf Prosulfocarb in Schweden nur noch mit einem Abstand von 500 m zu Kulturen ausgebracht werden, deren essbarer Teil oberirdisch wächst und deren Ernte nach der Anwendung von Prosulfocarb stattfindet. Da es in Schweden keine festgelegten Endpunkte für PSM in der Luft bzw. in Niederschlägen gibt, wurden solche Rückstände erst genauer betrachtet, als Rückstände unerwarteter Weise in benachbarten Feldfrüchten gefunden wurden (persönliche Mitteilung von Jenny Kreuger, Swedish University of Agricultural Science).

Seit 2002 werden in Schweden PSM in Oberflächengewässern, Grundwasser, Niederschlägen und seit 2009 in der Luft gemessen. Die Gewässerproben werden von Mai bis Oktober nach Niederschlägen entnommen. Die Luftproben werden ungefähr zehnmal pro Jahr genommen. Hierfür werden aktive Luftsammler mit PUF Adsorbent verwendet. Zusätzlich werden 12-15-mal im Jahr Proben mit Bulksammlern gesammelt. Im Labor werden die Proben analysiert und auf bestimmte Substanzen überprüft. Die Auswahl der Substanzen richtet sich nach Verwendungshäufigkeit in der näheren Umgebung und in Schweden allgemein, die Toxizität für Wasserorganismen und die Anfälligkeit für Ferntransport (Bostrom 2020). In den Untersuchungen wurden PSM gefunden, die schon länger in Schweden verboten sind, was auf einen Mittel- bis Langstreckentransport mancher Substanzen deuten lässt, die so aus anderen Ländern nach Schweden gelangen (Kreuger et al. 2006). In den Regenproben der Bulksammler wurden in den Jahren 2012-2015 am häufigsten Lindan, Prosulfocarb, Propamocarb, Endosulfan-alpha und Chlorpyrifos gefunden. Ca. 50 % der gefundenen Wirkstoffe wurden im Messzeitraum nicht in Schweden verwendet (z.B. Lindan, Endosulfan und Chlorpyrifos). Die gefundenen Konzentrationen im Regenwasser befinden sich im ng/l Bereich, teilweise auch µg/l. Auch mit den aktiven Luftsammlern wurden PSM gefunden, die in Schweden nicht zugelassen sind. Eine Vielzahl an PSM wurde im Probezeitraum Frühjahr/früher Sommer detektiert, die höchsten Konzentrationen jedoch im Herbst. Die deponierte Menge befand sich im Bereich von 0,1 – 0,0001 % der ausgebrachten Menge (Kreuger und Lindström 2019).

Von Januar 2000 bis Juli 2001 wurden in Dänemark an zwei landwirtschaftlich geprägten (1 Standort dominiert von Getreide, der andere mit Getreide und Obstbau) Standorten Regenproben analysiert. Für das Sammeln der Proben wurden automatische Niederschlagsammler verwendet. Die Proben Gefäße wurden einmal im Monat für die Analyse der Proben aus dem Gerät entnommen und durch neue Gefäße ersetzt. Von den untersuchten PSM wurden für Pendimethalin und Desethylterbuthylazin (ein Abbauprodukt von Terbuthylazin) die höchsten Rückstandsmengen ermittelt. Von den untersuchten Substanzen konnten 40 quantifiziert werden, 17 nachgewiesen und 22 nicht nachgewiesen werden. Wie in Schweden, wurden auch in Dänemark PSM gefunden, die im

Land nicht eingesetzt werden dürfen. Die Autoren folgern deswegen, dass diese PSM mind. 60-80 km über die Luft transportiert wurden (Tabelle 5) (Asman et al. 2005).

Tabelle 5: Detektierte PSM während eines Monitorings in Dänemark, die in Dänemark zu diesem Zeitpunkt nicht zugelassen waren und die minimalen Transportdistanzen (Asman et al. 2005).

Detected pesticides at Roskilde and Oure, authorizations of compounds in countries and derived minimum transport distances														
Compound	Measurements in precipitation				Authorized in country								Transport distance (km)	Remarks
	R ₀	R ₁	O ₀	O ₁	D ₀	D ₁	S ₀	S ₁	N ₀	N ₁	PL ₀	PL ₁		
Atrazine	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	+	+	>280	
Chloridazon	+	+	+	-	+	+	+	+	-	-	+	+	>60	
2,4-D	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	>60	
Dieldrin	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	>1000	Not allowed in EU In 2000 e.g. allowed in IR, UK, F
Disulfoton	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	>500	
Fenitrothion	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	>240	
Isoproturon	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	>50	
Lenacil	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	+	+	>280	
Metazachlor	+	-	+	-	+	+	+	+	-	-	+	+	>60	
Propachlor	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	>280	

Abbreviations precipitation stations: R = Roskilde, O = Oure.

Suffix 0 means in the year 2000; suffix 1 means in the year 2001.

Abbreviations countries: D = Germany, S = Sweden, N = Norway, PL = Poland, IR = Ireland, UK = United Kingdom, F = France.

+ = Use is authorized in country; for Norway sold in country.

- = Use is not authorized in country; for Norway not sold in country.

In der Region Provence-Alpes-Côte d'Azur in Frankreich und auf Korsika wurde von 2012 bis 2016 ein Luftmonitoring durchgeführt. Betrachtet wurden 50 Wirkstoffe (21 Herbizide, 14 Insektizide und 15 Fungizide) an 6 urbanen und 2 ländlichen Standorten. Insgesamt wurden 613 Proben entnommen, ca. 120 pro Jahr. Die Durchschnittskonzentrationen in den Proben lag bei 71,9 % der Wirkstoffe unter 0,1 ng m⁻³ und bei 22,7 % zwischen 0,1 und 1 ng m⁻³. 14 Wirkstoffe überschritten in mindestens einer Probe eine Konzentration von 1 ng m⁻³. Am häufigsten konnte Lindan nachgewiesen werden (94,1 % aller Proben), welches in Frankreich nicht mehr zugelassen ist. Eine mögliche Erklärung für die Rückstandsfunde von Lindan geben Coscollà et al. (2010) (siehe weiter unten). Des Weiteren wurden Chlorpyrifos, Tebuconazol und Pendimethalin in über 60 % der Proben nachgewiesen und sowohl in urbanen als auch in ländlichen Regionen fanden Nachweise statt (Désert et al. 2017).

In den Niederlanden (Gooijer et al. 2019) wurden in mehreren Häusern und von deren Bewohnern in der Nähe (< 250 m) und entfernt (Kontrolle, > 500 m) von Blumenzwiebeln-Feldern Umweltproben und Urinproben genommen und auf PSM-Rückstände analysiert. Die Proben wurden direkt nach Applikation eines Mittels entnommen bzw. zur Kontrolle außerhalb der Vegetationsperiode entnommen und umfassen Luftproben innerhalb und außerhalb des Hauses mit aktiven Luftsammlern (XAD-2 als Adsorbent und Glasfaserfilter) (7 mal 24 h während der Vegetationszeit und 2 mal 24 h außerhalb der Vegetationsperiode), Staubproben aus den Häusern, Bodenproben aus den Gärten, und, wenn möglich, Proben von im Garten gezogenen Früchten. Diese wurden auf 30 verschiedene Wirkstoffe geprüft. In den Häusern nahe den landwirtschaftlich genutzten Feldern wurden höhere Rückstände als in den entfernteren Häusern gefunden und auch außerhalb der Vegetationsperiode konnten PSM nachgewiesen werden.

Die Urinproben wurden während der Vegetationsperiode morgens an 7 aufeinander folgenden Tagen nach einer Pflanzenschutzmittelapplikation genommen, außerhalb der Vegetationsperiode an zwei

aufeinander folgenden Tagen. Die Urinproben wurden auf 5 häufig verwendete, flüchtige und leicht über die Haut aufnehmbare Wirkstoffe bzw. deren Abbauprodukte geprüft. In den Proben von sowohl Erwachsenen als auch Kindern wurden zwei der fünf untersuchten Wirkstoffe bzw. deren Abbauprodukte gefunden und zwar während und außerhalb der Vegetationsperiode.

Außerdem nahmen sie Proben innerhalb und außerhalb von Häusern von Landwirten und fanden dort höhere Rückstände als in den anderen untersuchten Häusern.

Im Rahmen dieser Studie wurden die gefundenen Konzentrationen der Wirkstoffe in den Umwelt- und Urinproben nicht in Bezug zu gesundheitlichen Effekten gesetzt.

In den Niederlanden wurde in einer anderen Studie die Verteilung von PSM über den Luftpfad, die anschließende Deposition und die daraus resultierende Gefährdung verschiedener terrestrischer Organismen anhand von gemessenen Werten und einer Modellberechnung analysiert. Für die Berechnungen wurden unterschiedliche vereinfachende Annahmen getroffen, die sowohl zu einer Über- als auch einer Unterschätzung führen können: Der Abbau in der Atmosphäre wurde nicht mit einbezogen; es wurde angenommen, dass die Deposition, die eigentlich im ganzen Jahr stattfindet, an einem einzelnen Tag stattfindet; dass die Deposition gleichmäßig verteilt über die Niederlande stattfindet; es wurden nur PSM betrachtet, die in den Niederlanden zu diesem Zeitpunkt zugelassen waren; der Eintrag von PSM aus Nachbarländern wurde nicht betrachtet, auch nicht die illegale Nutzung dieser im Inland. Für 60 Substanzen war die maximal erlaubte Konzentration in Böden bekannt, 20 überschritten diese. Des Weiteren überschritten 68 von 293 Verbindungen für eine oder mehrere Organismengruppen (betrachtet wurden Bodenorganismen, fliegende Insekten, Vögel und Pflanzen) das vernachlässigbare Risikolevel, welches als das 0,01-fache der maximal erlaubten Konzentration definiert ist (Jong und Luttkik 2003).

In Frankreich in der Region *Centre* wurde ein Monitoring an drei ländlichen und 2 urbanen Standorten durchgeführt. Das Monitoring fand über drei Jahre hinweg statt (2006-2008). Mit einem aktiven Luftsammler mit Quarzfaserfilter und PUF als Adsorbent wurden je für die Dauer einer Woche Luftproben von April bis Mitte Juli entnommen. Der Zeitraum wurde auf Grund einer Vorstudie ausgewählt, die zeigte, dass vor allem in diesem Zeitraum PSM-Rückstände in der Luft sind. Die Proben wurden auf 56 Wirkstoffe analysiert, die zu dieser Zeit in Verwendung waren. Davon wurden 41 nachgewiesen. Die Konzentrationen reichten von 0,1 bis 117,33 ng m⁻³. Am häufigsten wurden Lindan, Trifluralin, Acetachlor, Pendimethalin und Chlorotalonil nachgewiesen (52-78 % der Proben). Lindan ist seit 1998 nicht mehr in Frankreich zugelassen. Die Autoren erklären sich die hohe Nachweisrate durch die Persistenz von Lindan in Böden und den weiträumigen Transport aus verwitterten bzw. frischen Quellen (Coscollà et al. 2010).

Das in Frankreich angesiedelte Projekt REPP'Air (Start 2017) hat zum Ziel die Emission von PSM in die Luft besser zu verstehen und beurteilen zu können. Dafür werden unter anderem an acht Messstellen in Frankreich wöchentlich Luftproben genommen und auf PSM untersucht. Wichtige Säulen dieses Projekts sind neben den Luftuntersuchungen auch der Wissenstransfer an Ausbildungsbetriebe, die Bewertung der Agrartechnik und die Forschung (Chambre d'agriculture d'Alsace o.D.b).

Innov.AR ist ein grenzüberschreitendes Projekt, das vom Französischen Technischen Institut für Pflanzen (*Institut Technique du Végétal*) getragen wird und bei dem etwas 30 Partner aus Deutschland, Frankreich und der Schweiz beteiligt sind. Projektinhalte sind die biologische Bekämpfung von Schaderregern als Alternative zum konventionellen Pflanzenschutz und die

Verbesserung der Düngung, um weniger Verluste durch die Verflüchtigung von Ammoniak und die Auswaschung von Nitrat zu erreichen. In diesem Rahmen wird auch die Ammoniakemission in die Atmosphäre gemessen. Die Messungen erfolgten an je drei Standorten mit passiven Luftsammlern. Die Ammoniakemissionen steigen in den ersten 3-5 Tagen nach Stickstoffdüngung und sinken anschließend wieder (Chambre d'agriculture d'Alsace o.D.a).

4.2. USA

Im Februar 2011 wurde vom *California Department of Pesticide Regulation* (DPR) ein Pestizid Monitoring gestartet, in dessen Rahmen in verschiedenen landwirtschaftlich geprägten Gemeinden PSM Rückstände in der Umgebungsluft ermittelt werden. Diese Daten sollen potentielle Gesundheitsrisiken ausfindig machen und die Wirksamkeit von eingeführten Risikominderungsmaßnahmen prüfen. Das Monitoring findet seit 2017 in 8 Gemeinden statt (vorher in 3), die auf Grund von PSM-Einsatz, demographischen Daten (Anzahl an Kindern, über 65-Jährigen und Menschen, die in der Nähe von landwirtschaftlichen Betrieben leben) und Verfügbarkeit anderer Expositions- und Gesundheitsdaten ausgewählt wurden. Die gesammelten Luftproben werden auf 31 verschiedene Wirkstoffe und 5 verschiedene Abbauprodukte untersucht. Für das Monitoring wurden solche Wirkstoffe ausgesucht, die ein hohes toxisches Risiko für den Menschen darstellen, stark flüchtig sind und häufig verwendet werden. Die Probensammlung erfolgt wöchentlich für je 24 h mit aktiven Luftsammlern. Neben diesem über mehreren Wochen bzw. Monaten stattfindenden Monitoring der Umgebungsluft, finden auch Monitorings in unmittelbarer Nähe zu landwirtschaftlich genutzten Flächen (max. 30 m Entfernung) statt, bei denen die Konzentrationen bestimmter, zuvor angewandeter PSM über mehrere Stunden bzw. Tage ermittelt werden, um die akute Exposition abschätzen zu können. Insgesamt wurden 12.058 Proben analysiert, von denen in 6,2 % die Nachweisgrenze überschritten wurde und in 1,3 % auch die Bestimmungsgrenze (King et al. 2019).

Beauftragt von dem *Washington State House of Representatives* führte das *Washington Department of Health* mit dem *Department of Environmental and Occupational Health Sciences* der *University of Washington* ein Monitoring zur Messung der Konzentration von Pflanzenschutzmitteln mit organischen Phosphorverbindungen durch. Die gesammelten Proben wurden auf Chlorpyrifos, Azinphos-methyl, Phosmet, Malathion und die Abbauprodukte Chlorpyrifos-oxon und Azinphos-methyl-oxon untersucht. Zum einen wurden Messungen in Wohngebieten in einem 30 m Radius zu behandelten Obstbauflächen durchgeführt. Als Kontrolle wurde ein Sammler mit Abstand von 300 m zur nächsten behandelten Fläche verwendet. Die Sammlung der Proben erfolgte an mehreren Tagen für je 24 h. Zum anderen wurden Proben innerhalb eines ca. 8 m Radius zur behandelten Obstplantage auch für je 24 h Stunden, während und nach der Applikation gesammelt. Für das Monitoring wurden aktive Luftsammler mit Quarzfasernfiltern und XAD-2 als Adsorbent verwendet. Die ermittelten Mengen überstiegen an keinem Messort die von der EPA (United States Environmental Protection Agency) und Kalifornien festgelegten Rückstandshöchstgehalte (Washington State Department of Health 2009; Fenske et al. 2009).

5. MODELLIERUNG

Es gibt eine ganze Reihe von Ausbreitungsmodelle, die in der Literatur beschrieben sind. Sie adressieren meist einzelne Vorgänge wie Drift oder Transport nach Verflüchtigung. Die vorliegende Fragestellung befasst sich jedoch nicht mit den isolierten Einzelvorgängen, sondern mit dem komplexen Transport von PSM über die Atmosphäre. Dafür müssen die beschriebenen Eintragspfade (Spraydrift, Verflüchtigung und Staubdrift), das Schicksal in der Atmosphäre (Photolyse, Transport) und die verschiedenen Wege der Deposition (nasse und trockene Deposition) betrachtet werden. Nach aktuellem Kenntnisstand existiert kein Modell, das diese Vorgänge gemeinsam betrachtet. Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über vorhandene Modelle und die existierenden Möglichkeiten auch komplexere Vorgänge zu modellieren gegeben.

Die Verteilung von PSM über den Luftweg in der Umwelt lässt sich in drei Schritte einteilen: 1. Der Übergang des PSM in die Luftphase, 2. der Transport bzw. Abbauprozesse in der Luft, 3. die Redeposition auf den Boden bzw. andere Oberflächen. Da es sich bei diesen Schritten um drei sehr unterschiedliche Prozesse handelt, benötigen diese auch unterschiedliche Modellierungsansätze (FOCUS 2008). Die FOCUS Air Gruppe unterscheidet drei Ansätze, die für die Modellierung der Verfrachtung von PSM über den Luftweg in Betracht gezogen werden können. 1. über einfache empirische Regressionsgleichungen, die über Verflüchtigungsstudien gewonnen wurden, 2. Komplexere Methoden, bei denen auch Umweltfaktoren und Substanzeigenschaften herangezogen werden, 3. sehr komplexe Modellierungen, bei denen Verflüchtigung nur ein Teil ist, welcher in eine Vielzahl numerischer Modelle zum Umweltverhalten von PSM eingebaut ist. Im Gegensatz zu den empirischen Ansätzen stehen die mechanistischen, welche nicht auf in Versuchen gewonnenen Daten basieren, sondern auf Prozessgleichungen, die anhand von fundamentalen, theoretischen Konzepten aufgestellt wurden. Mechanistische Modelle gelten als robuster, da rein empirische Modelle auf Grund der endlichen Versuchszahl meist nicht alle möglichen Versuchsausgänge abdecken können. Weiter können deterministische von stochastischen Modellen unterschieden werden. Erstere geben unabhängig von der Anzahl an Durchführungen stets das gleiche Ergebnis bei gleichen Eingabeparametern. Stochastische Modelle hingegen geben ein Konfidenzintervall mit an (Burns 2000), da sie die Variation der Exposition durch die mehrfache, zufällige Kombination der verteilungsbasierten Eingabeparameter berücksichtigen (Golla et al. 2011). Von Burns (2000) wird jedoch angemerkt, dass der statistische Fehler der betrachteten Variablen nicht immer im Detail bekannt ist.

Des Weiteren können noch zwei Ansätze unterschieden werden, die zur Modellierung verwendet werden können: das Lagrange'sche- und das Euler'sche-Modell. Bei ersterem wird die Flugbahn jedes einzelnen Partikels berechnet, bei letzterem hingegen wird das Medium Luft in ein mehrdimensionales Raster unterteilt und die Gesamtdiffusion und Konvektion der Partikel wird betrachtet. Dadurch ist das Lagrange'sche Modell zeitaufwändiger und hat einen höheren Rechenaufwand im Vergleich zum Euler'schen Modell (Saidi et al. 2014; FOCUS 2008).

5.1. VERFLÜCHTIGUNG

Das ALOHA (Aerial Location of Hazardous Atmospheres) Modell kalkuliert ausgehend von einer Quelle auf Bodenhöhe die räumliche Verteilung einer Substanz und deren Konzentration in der Atmungszone des Menschen (Jones et al. 2013; Woodrow et al. 1990). Dem Modell liegt ein Gauss

Modell zu Grunde. Anfänglich verteilt sich die Substanz von der Quelle aus in der Vertikalen. Durch die Bewegung der Substanz mit dem Wind wird sie zunehmend auch in der Horizontalen verteilt und wird weiter und flacher (Woodrow et al. 1990). ALOHA bezieht sich nicht nur auf PSM, sondern auch auf andere Substanzen, die sich über den Luftweg verbreiten können, zum Beispiel entzündliche Substanzen. Der Benutzer muss die atmosphärischen Bedingungen, die in die Umwelt gelangende Substanz und Details zum zu Grunde liegenden Szenario eingeben. Für die weiteren Berechnungen sind in ALOHA Daten zu 500 Chemikalien hinterlegt. Nachteile des Modells sind, dass es die Effekte von Landschaftselementen nicht in die Kalkulationen mit einbeziehen und nur für Windgeschwindigkeiten > 1 m/s eingesetzt werden kann. Des Weiteren ist dieses Modell vor allem für die Betrachtung von Notfällen, d.h. unbeabsichtigte Freilassung von Substanzen, gedacht (Jones et al. 2013).

EXAMS (Exposure Analysis Modelling System) ist ein deterministisches Vorhersagemodell, basierend auf mechanistischen Prozessgleichungen, die von grundlegenden theoretischen Konzepten abgeleitet wurden (Burns 2000). Eine Validierung mit experimentell gewonnenen Daten erfolgte kaum (FOCUS 2008). Das Modell berechnet mit Hilfe von Differentialgleichungen die Menge an PSM, welche über Verflüchtigung, Hydrolyse, mikrobiellen Abbau usw. in Wasser verloren geht. Bei den Berechnungen werden die physiko-chemischen Eigenschaften der betrachteten Substanz, die Umweltbedingungen wie z.B. pH-Wert, Windgeschwindigkeit, Temperatur, mikrobielle Aktivität und die Umgebungseigenschaften (Größe des Wasserkompartiments etc.) berücksichtigt (Woodrow et al. 1990). Zudem schließt es den Transport im Wasser, den Abbau und den Austausch mit dem Sediment und Wasserpflanzen ein. Woodrow et al. (1990) verglichen die Vorhersagen aus EXAMS mit im Labor und im Freiland ermittelten Verflüchtigungsraten und kamen zu guten Übereinstimmungen, außer bei MCPA (2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure), welches vor allem als freie Säure nach trockener Deposition von Boden und Pflanzenoberflächen verflüchtigt. Diese Situation ist in EXAMS nicht berücksichtigt.

EVA3 (Evaporation Via Air) ist ein Programm welches basierend auf der empirischen Modellierung der Deposition nach Verflüchtigung PEC (Predicted Environmental Concentration)- und TER (Toxicity Exposure Ratio)-Werte für Oberflächengewässer und Saumstrukturen ermittelt. Es ist möglich bis zu 12 Einzelapplikationen, variable Aufwandmengen, verschiedene Abdriftszenarien und Applikationsintervalle zu betrachten. Das Modell findet Verwendung im Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel und kann als *xlsm*-Datei von der Seite des Bundesamts für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit heruntergeladen werden (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit o.D.).

Bei dem Modell PEARL (Pesticide Emission Assessment at Regional and Local Scales) handelt es sich um ein deterministisches Modell zur Verflüchtigung von PSM. Das Modell benötigt als Eingabeparameter Informationen zu den meteorologischen Bedingungen (Temperatur, Feuchtigkeit, Niederschlag, Sonneneinstrahlung und Windgeschwindigkeit), den Eigenschaften des PSM (Dampfdruck, Molekulargewicht und Wasserlöslichkeit) und die Dosierung des PSM (Gooijer et al. 2019; Houbraken et al. 2015). Das Modell wurde mit experimentellen Daten validiert und wird in der EU für Registrierungsprozesse im Bereich Leaching verwendet (Butler Ellis et al. 2013).

PERFUM (Probabilistic Exposure and Risk Model for FUMigants) wurde von Dr. Richard Reiss und John Buonagurio entwickelt und ist ein probabilistisches Expositionsmodell, welches die Verflüchtigung von Begasungsmitteln betrachtet und die Exposition von Nebenstehenden ermittelt.

Das Modell wurde entwickelt um die Notwendigkeit von Pufferzonen für Begasungsmittel im regulatorischen Verfahren beurteilen zu können und wird mittlerweile auch verwendet, um die Exposition von Nebensubstanzen nach Anwendung von Begasungsmitteln in Gebäuden und nach der Applikation von flüchtigen PSM zu bestimmen (pers. Mitteilung Tim Jarvis, Exponent, UK). Grundbestandteil von PERFUM ist das deterministische Verteilungsmodell ISCST3, welches als Eingabeparameter die Emissionsrate der betrachteten Substanz vom Feld, die Größe des Feldes und die meteorologischen Bedingungen wie Windgeschwindigkeit, Windrichtung und die atmosphärische Stabilität benötigt (Reiss und Griffin 2008).

Reichman et al. (2013) modellieren die Verflüchtigung von PSM als einen der wichtigsten Eintragspfade von PSM in die Umwelt und ermitteln die Bodenfeuchte als einen der wichtigsten Eingabeparameter, da diese sich auf die Abhängigkeit der Verflüchtigung von der Sonneneinstrahlung auswirkt (Reichman et al. 2013).

5.2. SPRAYDRIFT

Das Silsoe Spray Drift Model (Butler Ellis und Miller 2010) basiert auf einem Modell von Miller und Hadfield (1989), welches die Flugbahn von Tropfen aus Flachstrahldüsen modelliert, indem es zwei Phasen für die Bewegungen der Tropfen annimmt: Nah an der Düse wird die Bewegung von der Anfangsgeschwindigkeit der Tropfen und den Luftbedingungen am Düsenausgang bestimmt, anschließend werden die Effekte der Luftbewegungen mit Hilfe eines *random walk* Ansatzes vorhergesagt. Das Modell von Butler Ellis und Miller (2010) fügt diesem Ansatz die Fahrgeschwindigkeit des Traktors hinzu, indem es jedem Tropfen eine Geschwindigkeit basierend auf der Fahrgeschwindigkeit gibt und verbessert die Beschreibung der Windgeschwindigkeit am Düsenausgang. Die Bewegung der Tropfen in unmittelbarer Nähe der Düsen wird auf Grund der verschiedenen Luftströmungen (verursacht durch die Bewegung des Traktors, den Ausstoß aus der Düse und den herrschenden Windgeschwindigkeiten) getrennt von der Bewegung außerhalb eines definierten Bereichs um die Düse betrachtet. Außerhalb dieses definierten Bereiches wird in dem Modell die Bewegung der Tropfen ausschließlich durch den Wind inklusive zufälliger Turbulenzen beeinflusst. Das Modell wurde mit experimentellen Daten validiert und es zeigten sich überwiegend gute Übereinstimmungen. Nahe des Spritzbalken zeigte sich eine Unterschätzung der Rückstände, weiter entfernt eher eine Überschätzung. In das Modell können als Eingabeparameter die Fahrgeschwindigkeit, die Balkenhöhe, der Düsentyp und die Windgeschwindigkeit eingegeben werden. Die besten Ergebnisse konnten für eine Applikation mit Flachstrahldüsen über kurzem Gras erzielt werden (Butler Ellis und Miller 2010).

Ein weiteres Spraydrift Modell wurde von Golla et al. (2011) auf Grundlage der Abdrifteckwerte (Ganzelmeier et al. 1995; Rautmann et al. 2001) entwickelt. Es handelt sich um ein probabilistisches, georeferenziertes Modell zur Abschätzung der Exposition von Oberflächengewässern nach Applikation von PSM auf Raum- oder Flächenkulturen. Die zur Bestimmung der Abdrifteckwerte durchgeführten Versuche wurden zur Modellermittlung einzeln betrachtet, um die unterschiedlichen Applikationsbedingungen (z.B. Windgeschwindigkeit) im Modell berücksichtigen zu können. Durch die Georeferenzierung können zudem Einflussfaktoren in der Umgebung wie zum Beispiel Hecken in die Expositionsabschätzung mit eingerechnet werden.

Das AGDisp (Agricultural Dispersal) Modell beschreibt die Verteilung von Tropfen nach Applikation von PSM mittels Flugzeugs mit Hilfe eines Lagrange'schen Ansatzes. Als Input Parameter können von dem Benutzer Daten zum Flugzeug, der Düsenverteilung, der Applikationshöhe, der Tröpfchengrößenverteilung, den Eigenschaften des ausgebrachten Mittels und den Wetterbedingungen angegeben werden. Das Modell gibt die Verteilung des ausgebrachten Mittels und die potentiellen Umweltauswirkungen wieder. Das Modell wird seit der Entwicklung laufend weiterentwickelt und in den USA unter anderem in der Risikoanalyse verwendet (Teske et al. 2019).

IDEFICS (IMAG program for Drift Evaluation for Field sprayers by Computer Simulation) ist ein *random walk* Modell, welches Spraydrift unter verschiedenen Bedingungen vorhersagt. Das Modell kombiniert einen deterministischen Ansatz zur Beschreibung der Flugbahn einzelner Tropfen mit den statistischen Schwankungen von Luftturbulenzen. Mit experimentellen Daten erfolgte eine Kalibrierung des Modells. Das Modell kann die Deposition auf dem Boden und die vertikale Verteilung in einem bestimmten Abstand zu dem Sprühbalken ausgeben (Holterman et al. 1998; Gooijer et al. 2019).

5.3. STAUBDRIFT

Eine nationale Methode zur Bestimmung der Bodenerosionsgefährdung ist das empirisch-statistische Modell nach DIN-Norm 19706. Als Eingabeparameter werden die Bodenart, der Gehalt an organischer Substanz, das Jahresmittel der Windgeschwindigkeit, Anbaufrucht bzw. Fruchtfolge und Windhindernisse benötigt (Bach und Duttmann 2006).

Ein in den 1960er Jahren entwickeltes Modell ist WEQ (Wind Erosion Equation) (Woodruff und Siddoway 1965), welches in den 1990er Jahren zu dem Modell RWEQ (Revised Wind Erosion Equation) weiterentwickelt wurde. Mit diesem Modell lässt sich der potentielle jährliche Bodenverlust anhand der Erodibilität des Bodens und weiteren Bodeneigenschaften, der Windgeschwindigkeit, Bedeckungsgrad des Bodens und der Art der angebauten Kultur ermitteln (Fryrear et al. 1999). Das prozess-basierte Modell WEPS (Wind Erosion Prediction System) wurde entwickelt, um den WEQ-Ansatz zu ersetzen (Hagen 1991). Das Modell berücksichtigt bei der Simulation räumliche und zeitliche Variabilität und kann verschiedene Transportprozesse separat simulieren (Blanco-Canqui und Lal 2008).

Das Modell WEELS (Wind Erosion on European Light Soils) entstand in einem von der EU geförderten Projekt in den 1990er Jahren, an dem schwedische, britische, niederländische und deutsche Wissenschaftler beteiligt waren. Mit dem Modell kann eine räumlich differenzierte Modellierung der Bodenerosion durch Wind vorgenommen werden. Außerdem ist es möglich differenzierte Klima- und Landnutzungsszenarien auf unterschiedlichen Zeitskalen zu simulieren (Böhner et al. 2003; Böhner et al. 2004).

Das prozess-basierte Modell TEAM (Texas Tech Erosion Analysis Model) ist ein weiteres Modell zur Vorhersage von Winderosion. Das Modell kann sowohl für sandige Böden, wie Wüsten oder Strände, als auch für bewachsenen und unbewachsenen Ackerboden verwendet werden. Das Modell setzt sich aus verschiedenen Modulen zusammen, die die einzelnen Aspekte der Winderosion beschreiben und beachtet unter anderem die relative Luftfeuchtigkeit, Windböen und die Partikelgrößenverteilung (GREGORY et al. 2004).

Einen ausführlichen Überblick über die gängigen Modelle zur Modellierung von Winderosion gibt ein Review von Jarrah et al. 2020. Tabelle 9 und Tabelle 10 im Anhang wurden dem Review entnommen und beschreiben unter anderem Modelltyp, Eingabeparameter, Ausgabeparameter und Anwendungsgebiet.

Das Modell DUSTRAN (DUST TRANsport) ist nicht in der Tabelle aufgeführt. DUSTRAN ist ein Modell, welches atmosphärische Staubkonzentration und Deposition ermittelt, die auf Grund menschlicher bzw. natürlicher Aktivitäten entstehen. Es ist aus verschiedenen Modulen aufgebaut: ein Staubemissionsmodul, einem diagnostischen meteorologischen Modul und einem Ausbreitungsmodell, welche in ein Geographisches Informationssystem eingebettet sind. Die Kalkulierung der Staubbildung geschieht in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit, der Vegetation auf der betrachteten Fläche und den Bodeneigenschaften (Shaw et al. 2008).

5.4. TRANSPORT UND DEPOSITION

ADMS (Atmospheric Dispersion Modelling System) ist ein Modell, welches die Verteilung von PSM in der Atmosphäre beschreibt. Für die Berechnungen wird davon ausgegangen, dass die Sprühwolke in einer geraden Linie wandert. Den Berechnungen liegen die meteorologischen Daten von einem Punkt zu Grunde und die Verteilung des Schadstoffes kann für weite Distanzen kalkuliert werden (Butler Ellis et al. 2010). Als Eingabeparameter werden meteorologische Daten (Windgeschwindigkeit, Temperatur, Niederschlag, Luftfeuchtigkeit, Sonneneinstrahlung), physiko-chemische Eigenschaften des Wirkstoffes (Dampfdruck und Molekulargewicht) und Daten zu Behandlungsfläche (Feldgröße, Kulturhöhe und Oberflächeneigenschaften des Bodens) benötigt (Houbraken et al. 2015). Das Modell wurde mit einer Reihe von experimentellen Daten aus Freilandversuchen validiert (Butler Ellis et al. 2010).

Das OPS-St (Shortterm Operational Priority Substances) Modell beschreibt die Verteilung von PSM in der Atmosphäre und basiert auf einem Gaußschen Fahnenmodell. Es betrachtet die Verteilung, die chemische Umwandlung, den Transport und die Deposition von verschiedenen Schadstoffen (Gooijer et al. 2019). In Kombination mit dem PEARL Modell können zeitabhängige Luftkonzentrationen von PSM in und um die behandelte Fläche anhand von meteorologischen Daten ermittelt werden (Butler Ellis et al. 2013).

5.5. KOMBINATION VERSCHIEDENER MODELLE

Gooijer et al. (2019) modellieren die Exposition von Anwohnern nach Applikation von PSM, in dem sie verschiedene Modelle aneinanderreihen. Der Output des einen Modells wird als Input für das nächste Modell verwendet. Sie verwenden das Modell IDEFICS zur Bestimmung der Spraydrift während der Applikation und das Modell PEARL zur Bestimmung der Verflüchtigung von der behandelten Fläche. Die Ergebnisse dieser zwei Modellberechnungen werden als Input für das Modell OPS-St verwendet, welches die Verteilung des PSM ermittelt. Als Output wird die PSM-Konzentration in der Luft auf zwei verschiedenen Höhen (1,5 m und 6 m über dem Boden) in unmittelbarer Nähe des Hauses des betrachteten Anwohners generiert. Mit Hilfe dieser Daten kalkuliert ein weiteres Modell (gComis (Conjunction of multizone infiltration specialists) den Transfer

der Rückstände von außen in das Innere der Häuser. Aus diesen Daten wird der Median der mittleren Konzentration von einer Woche im Haus berechnet und mit Dustpred (dust prediction) die Konzentration im Hausstaub vorhergesagt. Die Exposition des Bewohners wird dann anhand persönlicher Daten, der Luftkonzentration innerhalb und außerhalb des Hauses und der Konzentration im Hausstaub ermittelt (Abbildung 10) (Gooijer et al. 2019).

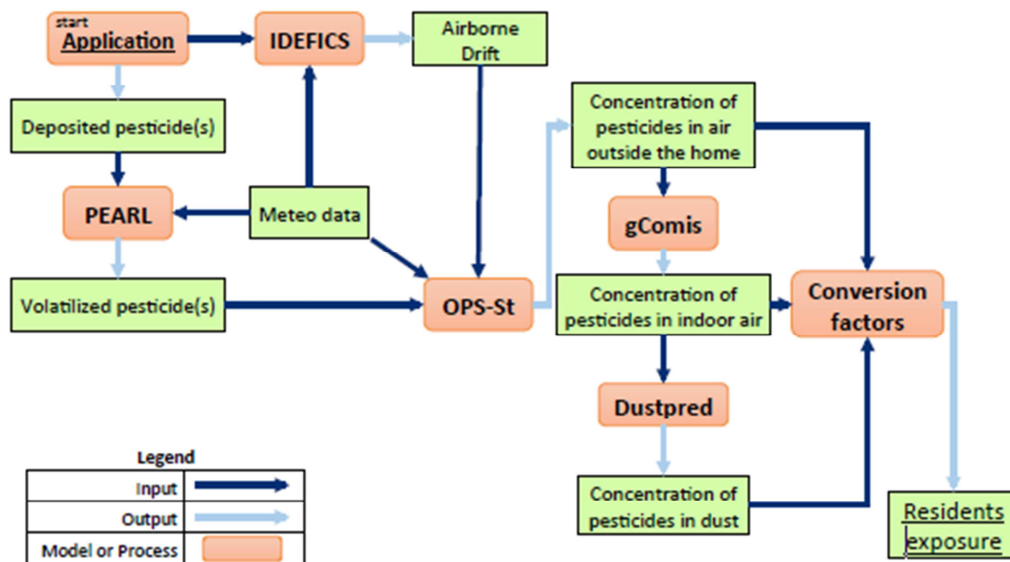


Abbildung 10: Modellkette zur Modellierung der Exposition von Anwohnern (Gooijer et al. 2019).

Zwart (2003) kalkulierte für die Niederlande die Exposition der Gewässer und die daraus resultierenden Risiken für die aquatische Flora und Fauna. Er griff dafür auf bestehende Daten und Modelle zurück und unterteilte das Land für die Berechnungen in 500 m² große Gitterzellen. Als Eintragspfade von PSM in Gewässer betrachtete er Spraydrift, nasse und trockene Deposition, Oberflächenabfluss und Drainage. Des Weiteren berechnete er die Adsorption an den Boden und den Abbau im Boden und im Gewässer mit ein. Die Analyse führte er für 51 Kulturpflanzen und 261 in den Niederlanden verwendete Wirkstoffe durch. Nach den Berechnungen geht von Kartoffeläckern das größte Risiko aus und 95 % des kalkulierten Risikos wird von 7 Wirkstoffen verursacht. Eine Validierung der Ergebnisse konnte nicht erfolgen, da zu wenige Messdaten vorliegen.

Das Modell BROWSE (Bystander Residents Operators and WorkerS Exposure models for plant protection products) modelliert die Exposition von Anwohnern und Nebenstehenden. Das Modell betrachtet die Eintragspfade Spraydrift (Obstbau und Flächenkulturen) und Verflüchtigung und die Verteilung in der Luft separat. Für den Eintrag aus Spraydrift durch Behandlung von Flächenkulturen wird das Silsoe Spraydrift Modell verwendet. Die Abschätzung der Spraydrift bei Behandlung von Obstkulturen erfolgt anhand von empirischen Daten. Die Modellierung der Verflüchtigung erfolgt mit dem Modell PEARL. Die Ermittlung der anschließenden Exposition von Anwohnern und Nebenstehenden erfolgt für alle drei Expositionspfade auf die gleiche Art und Weise mit dem Modell OPS. Anwohner und Nebenstehende werden nicht getrennt betrachtet, stattdessen wird eine Exposition über kurze Zeit (24 h) und eine Exposition über längere Zeit (365 Tage im Jahr) bei einem Abstand von 2 bis 20 m zur Behandlungsfläche ermittelt. Es wird die Exposition durch Inhalation von

Spraydrift bzw. verflüchtigten Substanzen berücksichtigt, die dermale Exposition durch die Sprühwolke und die dermale und orale Exposition durch Kontakt mit dem Boden betrachtet. Als Eingabeparameter benötigt BROWSE die Aufwandmenge, die Konzentration der aktiven Substanz, die molare Masse, den Dampfdruck, die Wasserlöslichkeit und den Adsorptionskoeffizienten für organische Substanz. Weitere Inputparameter wie Balkenhöhe, Fahrgeschwindigkeit, Windgeschwindigkeit, Körpergewicht, etc. können zusätzlich eingegeben werden. Das Gesamtmodell gibt als Zwischenergebnis die Bodendeposition, die Luftkonzentration und die potentielle dermale Exposition aus. Als Endergebnis gibt das Modell die inhalative, die orale und die dermale Exposition aus (Butler Ellis et al. 2017).

Durch das Aneinanderreihen verschiedener Modelle werden die einzelnen Prozesse wie Spraydrift, Verflüchtigung oder Verteilung in der Atmosphäre isoliert voneinander betrachtet und nur durch die Prozesse in den einzelnen Medien bestimmt. Außer Acht gelassen wird, dass die verschiedenen Medien in der Umwelt miteinander interagieren. Dadurch werden die Interaktionen einer Substanz mit den verschiedenen Medien und die Mechanismen des Transports dieser Substanz zwischen den Medien vernachlässigt. Neben der Möglichkeit verschiedene Modelle hintereinander zu reihen gibt es auch die Möglichkeit der Erstellung eines *multimedialen* Modells. Bei diesen Modellen wird nicht nur das Schicksal und der Transport in einem Medium betrachtet, sondern auch der Austausch der Substanz zwischen den verschiedenen Medien (Luo et al. 2007).

Luo und Zhang (2009) ermittelten die Exposition von Menschen im San Joaquin Tal mit einer Auswahl von Organophosphaten über mehrere Expositionspfade (Luft, Nahrung und Trinkwasser). Für die Analyse wurde ein von den Autoren entwickeltes, georeferenziertes Modell verwendet (Luo et al. 2007), welches das Schicksal von PSM in der Umwelt beschreibt und das den Kontaminationsgrad in verschiedenen Umweltkompartimenten ausgibt. Das Modell verwendet den Euler'schen Ansatz und weist eine hohe räumliche Auflösung auf. Die Ergebnisse zeigen, dass Nahrungsmittel den größten Teil zur Exposition mit Organophosphaten beitragen und zeitliche Trends und räumliche Variationen durch die Aufnahme von kontaminiertem Trinkwasser und kontaminierter Luft erklärt werden können. Die Exposition von Kindern ist laut dieser Studie ca. 2-mal so hoch wie die von Erwachsenen, auf Grund der höheren Inhalations- und Verzehrsmengen im Bezug zum Körpergewicht. Die Ergebnisse wurden mit vorhandenen Monitoringdaten (Messdaten von Wasser und Luftproben) verglichen und zeigten weitestgehend Übereinstimmungen in der zeitlichen und räumlichen Verteilung.

5.6. FAZIT

Nach aktuellem Wissensstand steht momentan kein ausreichend evaluiertes Modell zur Verfügung, welches allen Ansprüchen des angedachten Monitorings gerecht wird. Die vorhandenen Modelle betrachten fast ausschließlich einzelne Expositionspfade bzw. nicht die für dieses Gutachten benötigte Kombination aus Spraydrift, Verflüchtigung und Staubdrift. Ein Modell kann jedoch ergänzend verwendet werden, zum Beispiel zur Berechnung der Exposition von Anwohnern und Nebenstehenden mit Hilfe des Modells BROWSE.

6. MÖGLICHKEITEN DES MONITORINGS

Ein von einer Behörde initiiertes, gefordertes oder selbst durchgeführtes Monitoring muss nachvollziehbare Qualitätskriterien beinhalten und die Ergebnisse müssen zu justiziablen Aussagen und Entscheidungen führen können.

Vor diesem Hintergrund sind alle für die Qualität des Monitorings relevanten Faktoren zu adressieren. Dazu soll die folgende Betrachtung der zu berücksichtigenden Aspekte dienen:

Das Monitoring muss in seiner Bewertungsstrategie konform mit dem derzeit etablierten Bewertungsverfahren für den Nahbereich sein. Dies bedeutet zunächst einmal, dass rein qualitative Messungen nicht verwertbar sind. Der Nachweis einer Substanz alleine impliziert keine Wirkung und ist deshalb für eine Bewertung nicht hilfreich, es sei denn, der Gesetzgeber würde zukünftig rechtlich verbindlich einen Vorsorgewert festschreiben, der weder toxikologisch noch ökotoxikologisch begründet ist. Dies ist derzeit nicht der Fall, deshalb gilt, dass im Rahmen eines Monitorings Konzentrationen gemessen werden müssen, die im Grundsatz durch vergleichende Betrachtungen von Expositionskonzentrationen und Effektkonzentrationen eine toxikologische und ökotoxikologische Einordnung erlauben.

Zur Erfassung der Relevanz der Thematik und zur Diskussion der Ergebnisse im Zusammenhang mit anderen, meist von NGOs (Nichtregierungsorganisation) durchgeführten Untersuchungen, bietet sich ein Basismonitoring an. Da die Messwerte, auf Grund von Messstellen in gestaffelten Entfernungen zur Behandlungsfläche, nach Abständen zur Behandlungsfläche ausgewertet werden können und der Behandlungsindex für verschiedene Kulturen durch Erhebungen des JKIs bekannt ist, gestattet das Basismonitoring eine Einschätzung, in welcher Weise Befunde von der Entfernung zur Applikationsfläche, von der Pflanzenschutzintensität in einer Region (Behandlungsindex), von Messzeiträumen und von den angewendeten Tonnagen einzelner Wirkstoffe beeinflusst werden. Informationen zu den angebauten Kulturen am Messstandort lassen sich anhand der für Deutschland vorhandenen ATKIS-Daten (Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem) ableiten.

Ein Monitoring zu PSM-Rückständen in der Umwelt sollte mehrere Punkte betrachten: Den Nahbereich, der in unmittelbarer Nähe zu landwirtschaftlichen Flächen und somit noch im Bereich der Spraydrift liegt (bis zu 100 m), den Mittelbereich, der in einem Abstand von hundert bis 1000 m zu landwirtschaftlichen Flächen liegt, und den Fernbereich, welcher alle Flächen über 1 km hinaus betrachtet (Hofmann et al. 2019).

Bei einem großflächig angelegten Monitoring sollten Messungen an verschiedenen Standorten durchgeführt werden: Sowohl in Wohngebieten, als auch auf dem Land, in Regionen mit intensiver Landwirtschaft und in solchen mit extensiver bzw. ökologischer Landwirtschaft, in Naturschutzgebieten, sowie in den verschiedenen Naturräumen Deutschlands. Für die Feststellung von Ferntransport eignen sich beispielsweise Messpunkte in Stadtzentren oder in größeren Waldgebieten in Biosphärenreservaten (Hofmann et al. 2019). Ein Basismonitoring kann die Emissionspfade in der Regel aber nicht ohne weiteres wissenschaftlich erläutern. Daten aus einer solchen Untersuchung können aber zur Validierung von Ausbreitungsmodellen oder zur empirisch basierten Neuentwicklung von Modellen führen.

Eine Probenahme von Fließgewässern wird als nicht notwendig angesehen, da sich zum einen ein starker Verdünnungsfaktor bei Fließgewässern ergibt und zum anderen die Einträge in Oberflächengewässer dominiert wird von Drift und Oberflächenabfluss, die in ihrer Größenordnung prägend sind. Eine direkte Zuordnung zu einem Expositionspfad ist im Rahmen eines Monitorings nur durch ereignisbezogene Probenahmen möglich. Dies ist sinnvoll, wenn in einer der ausgewählten Agrarlandschaften in größerem Maßstab gesät wird oder Substanzen mit einem Verflüchtigungspotenzial angewendet werden. Sinnvoll ist es auf jeden Fall, nach Stürmen bei trockenen Böden ein ereignisbezogenes Monitoring durchzuführen, da über den Beitrag der Stauberosion bisher wenig bekannt ist. Dies ist auch direkt wissenschaftlich verwertbar.

Im Folgenden wird aufgezeigt, welche Elemente ein Monitoring enthalten muss, welche Parameter zu berücksichtigen sind und wie das gesamte Monitoring kostengünstig aufgebaut werden kann. Die Fragen, die durch das Monitoring zu beantworten sind, sind:

1. Welche Konzentrationen aller (wesentlichen) zugelassenen Wirkstoffe können an Messstellen repräsentativ für die deutschen Verhältnisse jährlich insbesondere über die Vegetationszeit gemessen werden.
2. Können Ausschläge der gemessenen Konzentrationen an einigen Messstellen ereignisbezogen ausgewertet werden
3. Wie sind Einträge von chemisch-synthetischen Wirkstoffen auf Öko-Anbauflächen zu beurteilen.

Alle drei Fragestellungen sollten in einem Gesamtkonzept berücksichtigt werden und sind im Folgenden näher beschrieben.

6.1. AUFBAU EINES BASISMONITORINGS

Vorgeschlagen wird ein fest installiertes Netz von Messstellen, die idealerweise folgende Teile enthalten:

- Einen Bulksammler (trockene und nasse Deposition): Gesamtdeposition / m^2
- Einen Niederschlagsammler (nur nasse Deposition): Niederschlagsdeposition / m^2
- Ein aktiver Luftsammler, der eine Bestimmung der Konzentration erlaubt: Konzentration / m^3
- Eine Beprobungsstelle für Pflanzen (Grünkohl): Nicht-Zielpflanzenbelastung
- Eine Beprobungsstelle für Bodendeposition: Exposition für Arthropoden / Bodenorganismen

Pro Monitoringstandort sollten fünf Messstellen installiert werden: eine im Nahbereich zu landwirtschaftlichen Flächen (< 100 m), eine im Mittelbereich (> 100 bis 1000 m) in Hauptwindrichtung und eine in einer anderen Windrichtung, ebenso für den Fernbereich (> 1000 m). Ein Monitoringstandort umfasst folglich immer fünf Messstellen.

In jedem Fall notwendig ist ein aktiver Luftsammler an jeder Messstelle. Zudem sollte auf jeden Fall ein Bulksammler, möglicherweise kombiniert mit einem Niederschlagsammler zur getrennten Ermittlung der nassen und trockenen Deposition, aufgestellt werden. Bulksammler haben eine definierte Sammelfläche und die Messwerte können bezogen werden auf die Fläche und/oder auf eine durchschnittliche Gewichtskonzentration (spez. Bodendichte / mittleres Pflanzengewicht pro qm). Somit können Rückschlüsse zur Exposition von Pflanzen und des Bodens gezogen werden. Diese

Berechnungen sind allerdings insbesondere für Pflanzen mit ihrer großen Oberfläche mit Unsicherheiten behaftet. Deshalb sollten an mindestens drei Standorten zusätzlich zu den aktiven Luftsammlern, den Bulksammlern und möglicherweise den Niederschlagssammlern Bodenproben nach Gooijer et al. (2019) entnommen und Grünkohl in Anlehnung an die VDI-Richtlinie 3957 beprobt werden. Im Gegensatz zu der in der Richtlinie genannten Expositionsdauer von 58 Tagen, soll die Expositionszeit des Grünkohls den Sammelintervallen des Bulk-Sammlers entsprechen, da die Ergebnisse dieser Messungen in Bezug zu den Messergebnissen mit Bulksammlern, evtl. Niederschlagssammlern, bzw. Luftsammlern gebracht werden sollen, wodurch auch für andere Monitoringstandorte eine erste Abschätzung der Exposition von Boden und Grünkohl möglich ist. Vor allem für die Beprobung von Grünkohl ist ein erhöhter Arbeitsaufwand notwendig, der nicht an allen Monitoringstandorten gewährleistet werden kann, weshalb eine Beprobung des Grünkohls nur an ausgewählten Monitoringstandorten erfolgen soll. Das Grünkohlmonitoring erfordert zusätzlich die Aufzucht des Grünkohls (ca. 8 Wochen), den Schutz vor Hagel und Krankheiten und je nach Wetterbedingungen das Gießen des Grünkohls an den Messstellen. Zudem ist die Extraktion von PSM aus Pflanzen- bzw. Bodenproben erfahrungsgemäß aufwändiger.

Die Messstellen sollten angegliedert und räumlich integriert werden an:

- Die Messstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD)
- Das Agrarmeteorologische Messnetz (AM) der Bundesländer
- Die Messnetze der Landesanstalten für Umwelt
- Andere Messstationen

Vorteilhaft ist, dass die Grundversorgung der Messstellen (Energie, Sicherheit) bereits vorhanden ist. Weiterhin ist vorteilhaft, dass eine Grundbetreuung gewährleistet ist. Ein weiterer Vorteil ist, dass die Messwerte direkt den gemessenen Wettererfassungen (Niederschlag, Windrichtung und Windstärke, Temperatur) zugeordnet werden können. Mit den Ländern kann über eine Beteiligung / Unterstützung zum Betreiben des Basismonitorings verhandelt werden. Nach einem ersten Sondierungsgespräch mit einem Verantwortlichen des AM wurde bereits grundsätzlich eine Kooperationsbereitschaft signalisiert.

Die verschiedenen Messnetze eröffnen eine gute Möglichkeit, geeignete Messstellen für das Basismonitoring auszuwählen. Abbildung 11 zeigt beispielhaft das Messnetz des DWD für Windmessungen, das Agrarmeteorologische Messnetz von Bayern und das Messnetz des Landesamtes für Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern.

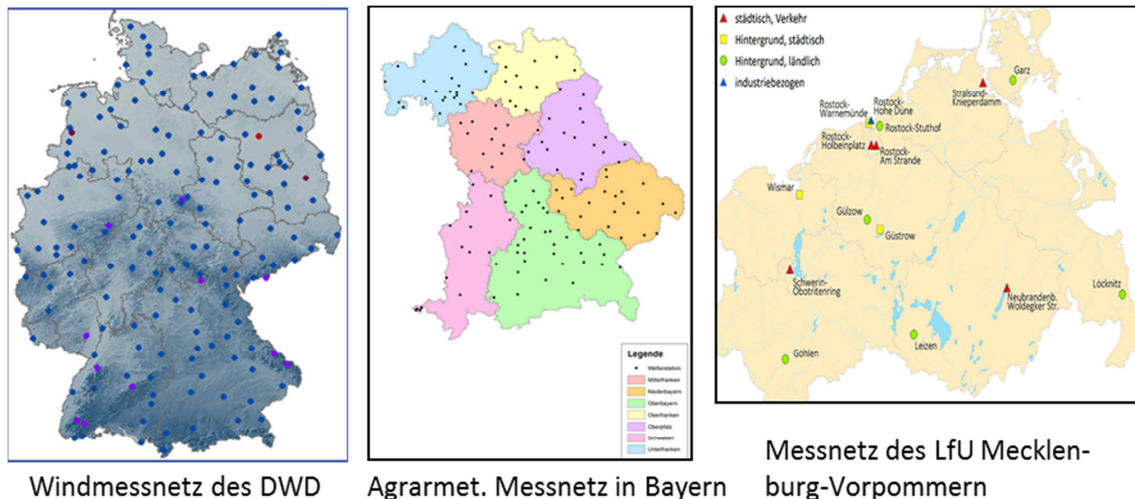


Abbildung 11: Darstellung des Messnetzes des DWD für Windmessung (links), das Agrarmeteorologische Messnetz von Bayern (Mitte) und das Messnetz des Landesamtes für Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern (rechts). (Quellen: https://www.dwd.de/DE/leistungen/winddaten_windenergienutzer/winddaten_windenergienutzer.html; <https://www.lfi.bayern.de/service/agrarwetter/204408/index.php>; https://www.lung.mv-regierung.de/umwelt/luft/akt_wahl.htm).

6.1.1. AUSWAHL DER MONITORINGFLÄCHEN

Die Auswahl der Monitoringstandorte erfolgt als Clusteranalyse unter Berücksichtigung der folgenden Kriterien mit einer Geodaten-basierten Analyse:

- Landschaftstypen Deutschlands (Bundesamt für Naturschutz 2011)
- ATKIS-Daten
- Atlas Agrarstatistik (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2018)
- Behandlungsintensitäten aus PAPA (Panel Pflanzenschutzmittel-Anwendungen)-Erhebungen (Julius Kühn-Institut 2020)
- Großlandschaften Deutschlands
- Berücksichtigung und Abdeckung unterschiedlicher durchschnittlicher Wettersituation (z.B. Temperatur, Niederschlag, Wind) (DWD)
- Berücksichtigung unterschiedlicher Abstände zu Anwendungsflächen

Die anzustrebende Anzahl an Monitoringstandorten muss eine belastbare Aussage über die Situation in Deutschland erlauben. Die Auswahl erfolgt im Zuge einer separaten Vorstudie, die aus einer geographischen Deutschland-weiten Analyse und den oben genannten Kriterien Agrarlandschaften selektiert, die für Deutschland typisch sind und in der Summe die in Deutschland vorkommenden Verhältnisse abbildet. Zur Ermittlung geeigneter Monitoringstandorte wird eine Clusteranalyse durchgeführt, bei der anhand der Eingangskriterien Deutschland charakterisiert wird. Ergebnis der Analyse ist eine Einteilung von Deutschland in unterschiedliche Cluster mit ähnlichen Standorteigenschaften.

In einem 2. Schritt wird ebenfalls mit Hilfe einer Geodatenanalyse geprüft, ob geeignete, bereits vorhandene Messstationen in den Landschaftsausschnitten vorhanden sind, die bedingt durch Zahl und Aufstellungsort geeignet sind, als Messstelle zu dienen.

Im letzten Schritt wird mit den Betreibern der Messstellen über eine Kooperation verhandelt. Die Betreuung der Standorte umfasst die Probenahme und das Verschicken der Proben an die Analyselabore. Entsprechende Versandmaterialeien werden den Betreuern vorfrankiert zentral zur Verfügung gestellt sodass der Probenversand zeitsparend erfolgen kann. Auch muss im Vorfeld eine Sicherstellung der notwendigen Transportbedingungen, z.B. des gekühlten Transport von Grünkohlproben, gewährleistet werden.

Im Ergebnis werden in dieser Vorstudie die Messstellen identifiziert, die geeignet sind und prinzipiell zur Verfügung stehen. Die nötige Anzahl an Monitoringstandorten für ein repräsentatives Monitoring muss in der Vorstudie ermittelt werden, die Auswahl muss aber so erfolgen, dass die wesentlichen in Deutschland vorkommenden Cluster abgedeckt werden.

Bei begrenztem Budget wird eine Mindestanzahl an drei Monitoringstandorten empfohlen. Zwei Standorte, die die beiden Extreme (besonders viele Rückstände werden erwartet bzw. besonders wenige) abdecken und ein Standort, der zwischen diesen Extremen liegt.

6.1.2. PROBENAHMEN

Die Probenahmen sollen während des Anwendungszeitraums von Pflanzenschutzmitteln (Anfang März – Ende Oktober) wöchentlich bis zweiwöchentlich erfolgen. In der restlichen Zeit erfolgt eine Probennahme im vierwöchentlichen Abstand. Im Folgenden wird von 30 Terminen pro Jahr ausgegangen. Eine Vielzahl von Monitoring Programmen nimmt ereignisbezogen bzw. wöchentlich für eine Dauer von 24 h Luftproben (Gooijer et al. 2019; Sanusi et al. 2000; King et al. 2019; Fenske et al. 2009). Bei dieser Art der Probenahme können jedoch Konzentrationsspitzen in den Zeiträumen zwischen den Probenahmen übersehen werden. Deshalb wird für dieses Monitoring eine durchgehende Beprobung empfohlen.

In einer vorangestellten Methodvalidierung müssen deshalb die optimalen Einstellungen des aktiven Luftsammlers, unter Berücksichtigung verschiedener Witterungsbedingungen und Abstände zur behandelten Fläche, ermittelt werden (Pumpleistung, Menge an Adsorber etc.), um eine Übersättigung des Adsorber zu vermeiden. Coscollà et al. (2017) nehmen Luftproben nach dem hier vorgeschlagenen Schema. Sie verwenden einen aktiven Luftsammler mit einem Quarzfaserfilter und PUF als Adsorber. Die Probenahme erfolgt für 168 h bei einer Flussrate von $1 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. Diese Werte geben eine Orientierung für die Methodvalidierung. Nach Auswertung der Messergebnisse im ersten Jahr können in den Folgejahren die Probenahmeintervalle angepasst werden, zum Beispiel können an Messstellen mit hohen Rückstandsfunden gezielt höher aufgelöst Proben genommen werden. Auch bei einer Übersättigung des Adsorber, die mit Hilfe eines nachgeschalteten Adsorbers festgestellt werden kann („Durchbruch“), kann im Folgejahr eine gezieltere Probenahme an den entsprechenden Messstellen stattfinden.

Auch Bodenproben bzw. die Grünkohlproben sollen im gleichen Rhythmus genommen werden wie die Luftproben und Bulk-Sammlerproben, da die Ergebnisse in Bezug zu den Bulksammlern bzw. Luftsammlern gebracht werden sollen.

6.1.3. ANALYSEN

Ziel eines Basismonitorings ist die Erfassung der Gesamtsituation. Deshalb wird die Anwendung von Multimethoden vorgeschlagen, die mehrere Hundert Wirkstoffe erfassen und quantifizieren können. Auf Grund der unterschiedlichen physiko-chemischen Eigenschaften (speziell Molekülstruktur, Stabilität und Polarität; pers. Mitteilung BfR) von PSM können die Proben nicht mit einer Methode auf alle Wirkstoffe analysiert werden. Für leicht flüchtige und thermisch stabile Substanzen eignen sich Analysen mittels GC-MS/MS. Für thermisch weniger stabile und polare Substanzen wird eine Detektion der Wirkstoffe mittels HPLC empfohlen. Die Sensitivität und Selektivität lassen sich mit einer Kopplung an ein Tandem-Massenspektrometer erhöhen (LC-MS/MS) (Yusà et al. 2009). Die Detektion von Glyphosat und AMPA muss mit einer separaten Methode erfolgen (Boye et al. 2019). In einem Review von Yusà et al. (2009) sind verschiedene Screeningmethoden für Luftproben und die damit detektierbaren PSM aufgeführt. Auch Kosikowska und Biziuk (2010) listen verschiedene Screeningmethoden für Luftproben, deren Vor- und Nachteile und die detektierbaren PSM-Gruppen auf. Es gibt eine Vielzahl an Methoden zur Analyse von PSM in Luftproben. Die Wahl der richtigen Methoden muss in Abhängigkeit der zu detektierenden Gruppen von Wirkstoffen (z.B. Organochlorpestizide) erfolgen (Kosikowska und Biziuk 2010).

In einem Gewässermonitoring in Schweden werden auch je nach Substanztyp verschiedene Analysemethoden für die Wasserproben verwendet. Mit der umfassendsten Methode können bis zu 115 Wirkstoffe (Semi-polar/polar) nachgewiesen werden. Es handelt sich um akkreditierte Methoden, die von einem Labor der *Swedish University of Agricultural Science in Uppsala* durchgeführt wurden (Boye et al. 2019).

Für die Analytik von Regenwasserproben eignen sich Methoden zur Analytik von Trinkwasserproben (pers. Mitteilung BfR). Die Wasserprobe kann hierfür ohne weitere Probenvorbereitung direkt in die LC-MS/MS injiziert werden. Dadurch können für die Probenvorbereitung entstehende Kosten gespart werden. Einzig eine Filtration der Probe bei Trübstoffen im Wasser kann notwendig sein. Dieses Verfahren ist in einer Deutschen Norm (Amtliche Sammlung von Untersuchungsverfahren nach § 64 LFGB 00.00-136) und mehreren Publikationen beschrieben (Reemtsma et al. 2013b, 2013a; Greulich und Alder 2008) und ermöglicht die Bestimmung einer großer Anzahl von Wirkstoffen und deren Metaboliten mit einer Bestimmungsgrenze von bis zu 0,1 µg/l (= Trinkwassergrenzwert). Des Weiteren ist es möglich für Wirkstoffe, für die diese Methode (Direktinjektion) nicht geeignet ist, eine Festphasenextraktion (SPE) zur Anreicherung und anschließende Elution mit geeigneten Lösungsmitteln durchzuführen und die Probe anschließend zu analysieren. Dieser Schritt lässt sich automatisieren und an die eigentliche Messung mittels GC-MS/MS bzw. LC-MS/MS vorschalten.

Von den EU Reference Laboratories (EURL) ist eine Methode entwickelt worden, mit der sehr polare Wirkstoffe bestimmt werden können und die routinemäßig für den Nachweis polarer Wirkstoffe (z.B. Glyphosat) in Lebensmitteln Anwendung findet (EURL 2020). Die Anwendung dieser Methode sollte auch für die Analysen der im Rahmen des Monitorings gesammelten Wasserproben durchführbar sein (pers. Mitteilung BfR).

QuEChERS (Quick Easy Cheap Effective Rugged and Safe) ist eine Methode für die Aufreinigung von PSM-Wirkstoffen aus Lebensmitteln. Der Name steht dabei für die Vorteile der Methoden, die sie gegenüber anderen Methoden hat: schnell, leicht, günstig, effektiv, robust und sicher. Die Methode umfasst die Extraktion der Wirkstoffe mit Hilfe von Acetonitril, einen Extraktions-

/Partitionierungsschritt nach der Zugabe von Salz und einen Reinigungsschritt mittels dispersiver Festphasenextraktion. Die Analytik kann anschließend mittels GC-MS/MS und LC-MS/MS erfolgen (Anastassiades und Lehotay 2003; Payá et al. 2007). Die Methode wurde im Laufe der Jahre erweitert, z.B. von Lehotay et al. (2005) zur Bestimmung von 229 PSM-Wirkstoffen in Kopfsalat und Orangen, von Hou et al. (2013) zur Bestimmung von 124 verschiedenen PSM-Wirkstoffen in Reis, oder von He et al. (2015) zur Bestimmung von 218 PSM-Wirkstoffen in Getreide. Abgesehen zur Vorbereitung von Lebensmittelproben, kann die Methode auch für die Vorbereitung von Wasser-, Sediment- und Bodenproben verwendet werden (Bruzzoniti et al. 2014).

Für das Monitoring wird die QuEChERS-Methode auf Grund der im vorherigen Abschnitt beschriebenen Eigenschaften empfohlen, mit einer anschließenden Analyse der aufgearbeiteten Proben mittels LC-MS/MS bzw. GC-MS/MS. Diese Methode eignet sich jedoch nicht für alle PSM-Wirkstoffe. Der Nachweis von Glyphosat und AMPA muss beispielsweise über eine spezielle Einzelmethode erfolgen (González-Curbelo et al. 2015). Die Analysen müssen im Vorfeld validiert werden.

6.1.4. AUSWERTUNG UND INTERPRETATION

Das Basismonitoring erlaubt die Erfassung der grundsätzlichen Situation und in Verknüpfung mit einer Auswertung nach Entfernung zu landwirtschaftlichen Flächen sowie den Witterungsereignissen auch eine Zuordnung zu einzelnen Expositionspfaden. Durch die Kopplung der Messstellen an Einrichtungen vorhandener Messstationen, die Wetterdaten aufzeichnen, lassen sich für jeden Standort Aussagen zu Temperatur, Windrichtung und -geschwindigkeit etc. während der Messung treffen und in Bezug zu den gefundenen Rückständen und den in diesem Gebiet behandelten Kulturen bringen.

Soll im Sinne der Bewertung des Umweltverhaltens analog zum Registrierverfahren etwas ausgesagt werden, kann aufgrund der Ergebnisse geprüft werden, ob die in der Zulassung festgelegten Kriterien der Expositions-/Wirkungsanalyse unter- oder überschritten werden. Die wöchentlich gemessenen Rückstandswerte können dafür über sieben Tage bzw. über das Sammelintervall gemittelt oder als worst-case Szenario als 24-stündige Exposition betrachtet werden. Dabei sind toxikologische wie ökotoxikologische Kriterien zu berücksichtigen:

Toxikologie

Die toxikologischen Prüfbereiche des Bundesinstituts für Risikobewertung (BfR) umfassen zum einen die Betrachtungsbereiche der Anwender und Arbeiter, zum anderen die der Nebenstehenden („Bystander“) und Anwohner. Letztere wären in einem Monitoring zu berücksichtigen. Insbesondere die Frage der gleichzeitigen Exposition von Anwohnern durch mehrere Substanzen adressiert die EuroMix Toolbox (mrca.rivm.nl), die frei verfügbar ist. Das BfR berücksichtigt für Bystander und Anwohner die Expositionspfade dermal, oral und inhalativ und unterscheidet nach Erwachsenen und Kinder, für die strengere Triggerwerte gelten.

Für die inhalative Risikobewertung ist es wichtig die totale Luftkonzentration des Wirkstoffes zu kennen, also sowohl den Anteil in der Gasphase als auch den in der Partikelphase (Yusà et al. 2014). Für die Ermittlung der inhalativen Exposition steht eine Handlungsempfehlung der *European Food*

Safety Authority (EFSA) (EFSA 2014) zur Verfügung. Die Exposition von Anwohnern und Nebstehenden durch PSM-Rückstände in der Gasphase wird mit folgender Formel berechnet:

$$SER_i = (VC * IR * IA) / BW$$

SER_i = systemische Exposition von Anwohnern durch Inhalation (mg/kg bw pro Tag)

VC = Konzentration in der Dampfphase (mg/m³)

IR = Inhalationsrate (m³/Tag)

IA = Inhalationsabsorption (%)

bw = Körpergewicht (kg)

Yusà et al. (2014) ermitteln die chronische Exposition durch Rückstände sowohl in der Partikel- als auch in der Gasphase mit folgender Formel:

$$DIE = \sum (C * IR_{inh} * ED) / BW$$

DIE = tägliche inhalative Exposition (µg/kg/Tag)

C = Gesamtluftkonzentration (Partikel- und Gasphase) (ng/m³)

IR_{inh} = Inhalationsrate (m³/h¹)

ED = Expositionsdauer

BW = Körpergewicht

Daten zur Inhalationsrate, dem durchschnittlichen Körpergewicht verschiedener Gruppen und der Inhalationsabsorption können der Handlungsempfehlung der EFSA entnommen werden.

Für die dermale Exposition kann basierend auf diesem Monitoring keine exakte Aussage getroffen werden, jedoch können erste Abschätzungen gemacht werden, anhand derer über die Notwendigkeit einer gezielten Untersuchung der dermalen Exposition über den Luftweg beraten werden kann. Anhand der Bulk- und Niederschlagssammler lassen sich Aussagen über die nasse und die trockene Deposition der Wirkstoffe in µg m⁻² h⁻¹ treffen. In den Handlungsempfehlungen der EFSA sind zudem die durchschnittlichen Flächengrößen verschiedener Körperteile (z.B. Kopf, Hand, Arm) und Personengruppen (Kinder, Erwachsene) aufgeführt. Über diese zwei Parameter lässt sich grob abschätzen, welcher Wirkstoffmenge ein Anwohner oder Nebstehender ausgesetzt werden. Dazu könnte der Akute akzeptierte Anwender-Expositionslevel (AAOEL) und der Akzeptierte Anwender-Expositionslevel (AOEL) als Referenz dienen.

Für die Abschätzung der oralen Exposition können die Rückstandshöhen im Grünkohl zur Hand genommen werden bzw. gemessene Konzentrationen pro Flächen- und Zeiteinheit im Staub- und Niederschlagssammler. In einem ersten Schritt können die gefundenen Rückstandskonzentrationen mit dem Rückstandshöchstgehalt (RHG) der Wirkstoffe für Grünkohl verglichen werden. Für die Wirkstoffe, für die kein RHG existiert, kann der Default-Wert von 0,01 mg/kg (Frischgewicht) genommen werden (Verordnung (EG) Nr. 396/2005 Absatz 22 bzw. Kapitel III Artikel 18 Absatz 1b). Bei Überschreitung des RHGs muss eine weitere Risikoanalyse unter Berücksichtigung der akuten Referenzdosis (ARfD) der duldbaren täglichen Aufnahmemenge (ADI) und von Verzehrmenen durchgeführt werden.

Für Kinder muss des Weiteren die orale und dermale Exposition mit PSM über den Boden berücksichtigt werden.

Für die toxikologische Auswertung der Daten können zudem unterstützend auch Modelle hinzugezogen werden. Zum Beispiel sollte die Möglichkeit geprüft werden, mit Hilfe des Modells BROWSE die dermale Exposition anhand der im Monitoring gemessenen Luftkonzentrationen zu ermitteln. Das genannte Modell ermittelt die dermale und inhalative Exposition von Anwohnern und Nebenstehenden anhand von modellierten Luftkonzentrationen, die über die Eintragspfade Verflüchtigung und Spraydrift entstehen.

Ökotoxikologie

Die vom Umweltbundesamt geforderten ökotoxikologischen Prüfbereiche umfassen die Gruppierungen Vögel und Säuger, Aquatische Organismen, Arthropoden, Bodenorganismen und terrestrische Pflanzen. Soweit luftverfrachtete Wirkstoffe (und deren relevante Metabolite) zu einer Exposition dieser Gruppen führen können, müssen sie im Monitoring berücksichtigt werden.

Daraus ergibt sich folgendes Prüfungstableau für ein Basismonitoring (Tabelle 6):

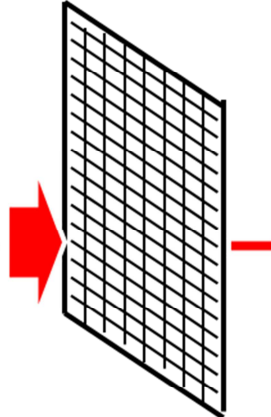
Tabelle 6: Prüfungstableau für ein Basismonitoring.

Zu berücksichtigen	Expositionsart	Im Monitoring zu berücksichtigen durch
Toxikologisch		
Bystander / Residents mit der Unterscheidung in Erwachsene und Kinder	Dermal Oral inhalativ	Untersuchung der Anlagerung Sammler/ Boden- / Pflanzenuntersuchungen Erfassung von Luftkonzentrationen
Ökotoxikologisch		
Vögel und Säuger	Kontakt und Fraß nach Nass- und Trockendeposition	Konzentrationsmessungen von Depositionsproben (Staub & Niederschlag) Bodenproben Luftproben Pflanzenproben
Arthropoden	Einatmen	
Bodenorganismen	Sorption an Pflanzenoberflächen und	
Terrestrische Pflanzen	Pflanzenaufnahme	

Weiterhin kann aufgrund der gemessenen Depositionswerte auch eine Abschätzung der zu erwartenden Konzentrationen in weiter entfernten stehenden Gewässern erfolgen und damit eine ökotoxikologische Beurteilung zu Gewässerorganismen ermöglicht werden.

Damit muss ein aussagekräftiges Monitoring im Grundsatz wie folgt aufgebaut sein (Tabelle 7):

Tabelle 7: Aufbau des Basismonitorings.

Erfassung der Substanzkonz. in	Toxikol. Und Ökotoxikol. Ziele	Expositions – Risiko – Bewertung auf Grundlage der festgelegten Kriterien	Ergebnis	Konsequenz
Böden, alternativ Bulksammler	Bodenorganismen Arthropoden		Betrachtungsrelevante Expositionen	Maßnahme entsprechend Tab. 3
Luft	Inhalativ: Bystander / Residents Säuger / Vögel			
Pflanzen, alternativ Bulksammler	Non Target plants Oral: Bystander / Residents			
Pflanzen aus Bioanbau, alternativ Bulksammler	Rückstände			

6.2. EREIGNIS-BEZOGENES MONITORING

Nach Witterungsereignissen, die auf Grund der Randbedingungen (trockene, nicht pflanzenbedeckte Böden) zu vermehrter Stauberodion führen, sollte zusätzlich zum Basismonitoring bzw. darin integriert eine ereignisbezogene Betrachtung für die betroffenen Messstellen durchgeführt werden, in dem die betroffenen Messstellen in Windrichtung zusätzlich beprobt werden nach

- Sävorgängen in der Region
- Nach Sturmereignissen, die zu Winderodion führen

6.3. MONITORING AUF ÖKOFLÄCHEN

Eine Abschätzung könnte durch Pflanzenprobenahmen (Grünkohl), bzw. durch Konzentrationsmessungen aus Bulksammlern auch in der ansonsten nicht weiter betrachteten Distanz bis zu 50 m von Applikationsflächen gemacht werden (Tab. 8). Für weitere Monitorings müssten Ökoverbände angefragt werden.

Tabelle 8: Monitoring im Ökolandbau.

Zu berücksichtigen	Expositionsart	Im Monitoring zu berücksichtigen durch
Kulturpflanzen im biologischen Anbau	Sorption an Pflanzenoberflächen und Pflanzenaufnahme	Konzentrationsmessungen von Pflanzenproben / Berechnungen von mittleren Depositionen aus Staub- und Niederschlagssammlern

6.4. PLANUNG

In einem ersten Schritt müssen mit Hilfe einer Vorstudie geeignete Standorte für das Monitoring ermittelt werden.

Des Weiteren müssen im Vorfeld die Einstellungen am aktiven Luftsammler ermittelt werden (Pumpleistung, Menge Adsorbiermaterial etc.).

Nach der Bestimmung geeigneter Monitoringstandorte können die Messgeräte für das Monitoring installiert werden. Als notwendige Minimalausstattung je Messstelle werden

- ein aktiver Luftsammler und
- ein Bulksammler angesehen.

Der aktive Luftsammler ist notwendig für die Ermittlung der inhalativen Exposition und sollte sowohl mit Filter als auch mit Adsorber ausgestattet sein, da über die Atmung sowohl in der Partikelphase ($\leq 10 \mu\text{m}$) als auch in der Gasphase gelöste Substanzen aufgenommen werden können (Esworthy 2015) und sich PSM in beiden Phasen verteilen (Bidleman 1988). Die Ermittlung der nassen und der trockenen Deposition mit dem Bulksammler ist notwendig, da mit diesen Messergebnissen Rückschlüsse auf die Deposition auf Boden und Pflanzen, und somit auch auf die orale und dermale Exposition, sowie auf die ökotoxikologischen Parameter gezogen werden können.

Das zusätzliche ereignisbezogene Monitoring erfolgt an den ausgewiesenen Messstellen an drei Terminen.

Als Erweiterung dieser Minimalausstattung könnten zusätzlich Niederschlagssammler an den Messstellen installiert werden, um eine Unterscheidung zwischen trockener und nasser Deposition zu ermöglichen. Dies ist wünschenswert, da dadurch die Exposition von Mensch und Umwelt und das Verhalten der zu untersuchenden Wirkstoffe auch in Hinblick auf Einschränkungen in der Zulassung genauer differenziert werden kann, stellt jedoch einen erhöhten Kostenfaktor dar.

Eine Untersuchung von Grünkohl an zehn Messstellen wird zudem empfohlen, da eine Abschätzung der Deposition auf Pflanzen anhand der mit den Bulksammlern gemessenen Depositionswerten auf Grund der unterschiedlichen Oberflächeneigenschaften und Strukturen als notwendig angesehen wird. Die gleichzeitig und am selben Standort gemessenen Konzentrationen im Grünkohl und der Probe des Bulksammlers können in Bezug zueinander gebracht werden. Dadurch lassen sich auch an anderen Standorten Abschätzungen zur Exposition von Grünkohl anhand der mit Hilfe des Bulksammlers gemessenen Konzentrationen machen. Dieses Vorgehen wird im Weiteren als Bridgingstudie bezeichnet. Die Bestückung der Messstellen mit Grünkohl ist jedoch mit einem erhöhten Zeit- und Kostenaufwand verbunden. Zum einen müssen die Pflanzen vorgezogen werden, zum anderen müssen sie an der Messstelle gegebenenfalls gegossen und auf Krankheiten und Schädlinge untersucht werden. Außerdem ist die Extraktion der zu untersuchenden Wirkstoffe aus Pflanzenproben aufwändiger als aus Luft- oder Niederschlagsproben.

Die Ermittlung der Bodenexposition mit Hilfe der Bulksammler sollte auch durch die Entnahme von Bodenproben an zehn Messstellen validiert werden, um belastbare Aussagen treffen zu können (Bridgingstudie). Die Entnahme und Analyse von Bodenproben sind vergleichbar mit der Beprobung von Grünkohl auf Grund der aufwendigeren Extraktion der Wirkstoffe mit einem zeitlichen Mehraufwand verbunden und somit kostenintensiver.

Ahmed, N. E.; Kanan, H. O.; Inanaga, S.; Ma, Y. Q.; Sugimoto, Y. (2001): Impact of pesticide seed treatments on aphid control and yield of wheat in the Sudan. In: *Crop Protection* (20), S. 929–934.

Anastassiades, Michelangelo; Lehotay, Steven J. (2003): Fast and Easy Multiresidue Method Employing Acetonitrile Extraction/Partitioning and "Dispersive Solid-Phase Extraction" for the Determination of Pesticides Residues in Produce. In: *Journal of AOAC International* 86 (2), S. 412–431.

Asman, Willem A. H.; Jørgensen, Andreas; Bossi, Rossana; Vejrup, Karl V.; Mogensen, Betty Bügel; Glasius, Marianne (2005): Wet deposition of pesticides and nitrophenols at two sites in Denmark: measurements and contributions from regional sources. In: *Chemosphere* 59 (7), S. 1023–1031.

Atkinson, Roger (1986): Kinetics and Mechanisms of the Gas-Phase Reactions of the Hydroxyl Radical with Organic Compounds under Atmospheric Conditions. In: *Chemical Reviews* (85), S. 69–201.

Atkinson, Roger (1987): A structure-activity relationship for the estimation of rate constants for the gas-phase reactions of OH radicals with organic compounds. In: *International Journal of Chemical Kinetics* (19), S. 799–828.

Bach, M.; Duttman, R. (2006): Anwendung der DIN 19706 zur Abschätzung der Bodenerosionsgefährdung durch Wind als Grundlage für eine nachhaltige Landnutzungsplanung. Das Beispiel Goldelund. In: *Mitteilung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* (108), S. 59–60.

Baker, Edward A.; Hayes, Ann L.; Butler, Ruth C. (1992a): Physicochemical properties of agrochemicals: Their effects on foliar penetration. In: *Pesticide Science* (34), S. 167–182.

Baker, James; Adcock, Ed; Miller, Gerald (1992b): Understanding and Reducing Pesticide Losses. In: *Proceedings of the Integrated Crop Management Conference* 21.

Bedos, Carole; Cellier, Pierre; Calvet, Raoul; Barriuso, Enrique; Gabrielle, Benoît (2002): Mass transfer of pesticides into the atmosphere by volatilization from soils and plants: overview. In: *Agronomie* (22), S. 21–33.

Bento, Célia P. M.; Goossens, Dirk; Rezaei, Mahrooz; Riksen, Michel; Mol, Hans G. J.; Ritsema, Coen J.; Geissen, Violette (2017): Glyphosate and AMPA distribution in wind-eroded sediment derived from loess soil. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 220 (Pt B), S. 1079–1089.

Berg, F. van den; Kubiak, R.; Benjey, W. G.; Majewski, M. S.; Yates, S. R.; Reeves, G. L. et al. (Hg.) (1999): Emission of pesticides into the air. Unter Mitarbeit von Harrie F.G. van Dijk, W. A.J. van Pul und P. de Voogt. Fate of Pesticides in the Atmosphere. Implications for Environmental Risk ASsessment. Dordrecht/Boston/London: Kluwer Academic Publishers.

Bidleman, Terry F. (1988): Atmospheric processes. Wet and dry deposition of organic compounds are controlled by their vapor-particle partitioning. In: *Environ. Sci. Technol.* 22 (4), S. 361–367.

Biocca, Marcello; Conte, Elisa; Pulcini, Patrizio; Marinelli, Enzo; Pochi, Daniele (2011): Sowing simulation tests of a pneumatic drill equipped with systems aimed at reducing the emission of

abrasion dust from maize dressed seed. In: *Journal of environmental science and health. Part. B, Pesticides, food contaminants, and agricultural wastes* 46 (6), S. 438–448.

Biocca, Marcello; Pochi, Daniele; Fanigliulo, Roberto; Gallo, Pietro; Pulcini, Patrizio; Marcovecchio, Francesca; Perrino, Cinzia (2016): Evaluating a filtering and recirculating system to reduce dust drift in simulated sowing of dressed seed and abraded dust particle characteristics. In: *Pest Management Science* 73 (6), S. 1134–1142.

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (2002): Bewertungskonzept zum Nahtransport von Pflanzenschutzmitteln infolge Exposition über den Luftpfad (Abtrift, Verflüchtigung und Deposition). Bundesanzeiger Nr. 144.

Blanco-Canqui, H.; Lal, R. (2008): Principles of soil conservation and management: Springer.

Böhner, Juergen; Gross, J.; Riksen, Michel (2004): Impact of land use and climate change on wind erosion: Prediction of wind erosion activity for various land use and climate scenarios using the WEELS wind erosion model. In: *Wind Erosion and Dust Dynamics: Observations, Simulations, Modelling*, S. 169–192.

Böhner, Juergen; Schäfer, W.; Conrad, O.; Gross, J.; Ringeler, A. (2003): The WEELS model: methods, results and limitations. In: *CATENA* 52 (3-4), S. 289–308.

Bossan, D.; Wortham, H.; Masclet, P. (1995): Atmospheric transport of pesticides adsorbed on aerosols. I. Photodegradation in simulated atmosphere. In: *Chemosphere* 30 (1), S. 21–29.

Bostrom, Gustaf (2020): National environmental monitoring of pesticides (plant protection products). Hg. v. Swedish University of Agricultural Science, Dept. of Aquatic Science and Assessment. Online verfügbar unter https://www.slu.se/en/departments/aquatic-sciences-assessment/environment/pesticide_monitoring/, zuletzt geprüft am 11.05.2020.

Boye, K.; Lindström, B.; Boström, G.; Kreuger, J. (2019): Long-term Data from the Swedish National Environmental Monitoring Program of Pesticides in Surface Waters. In: *J. environ. qual.* 48 (4), S. 1109–1119.

Bruzzoniti, Maria Concetta; Checchini, Leonardo; Carlo, Rosa Maria de; Orlandini, Serena; Rivoira, Luca; Del Bubba, Massimo (2014): QuEChERS sample preparation for the determination of pesticides and other organic residues in environmental matrices: a critical review. In: *Analytical and bioanalytical chemistry* 406 (17), S. 4089–4116.

Bundesamt für Naturschutz (Hg.) (2011): Schutzwürdige Landschaften (Landschaftstypen) in Deutschland. Online verfügbar unter https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/landschaftsundbiotopschutz/Dokumente/landschaftstyp_2011.pdf, zuletzt geprüft am 25.05.2020.

Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (o.D.): Umweltverhalten: Modellierung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Nicht-Zielbereiche. Online verfügbar unter https://www.bvl.bund.de/DE/Arbeitsbereiche/04_Pflanzenschutzmittel/03_Antragsteller/04_Zulassungsverfahren/08_Naturhaushalt/psm_naturhaush_node.html#doc11030822bodyText4, zuletzt geprüft am 06.05.2020.

Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2010): Gute fachliche Praxis im Pflanzenschutz. Grundsätze für die Durchführung. Online verfügbar unter http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/GutePraxisPflanzenschutz.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 09.04.2020.

Burkhard, Niklaus.; Guth, Johanna A. (1981): Rate of volatilisation of pesticides from soil surfaces; comparison of calculated results with those determined in a laboratory model system. In: *Pesticide Science* (12), S. 37–44.

Burns, Lawrence A. (2000): Exposure Analysis Modeling System (EXAMS): User Manual and System Documentation. U.S. Environmental Protection Agency.

Burrows, H. D.; Canle, M.; Santaballa, J. A.; Steenken, S. (2002): Reaction pathways and mechanisms of photodegradation of pesticides. In: *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology* (67), S. 71–108.

Butler Ellis, Clare M.; van den Berg, Erik; Kennedy, Marc; Zande, Jan C. van de; Fragkoulis, Georgios; O'Sullivan, Christine et al. (2013): BROWSE Bystanders, Residents, Operators and WorkerS Exposure models for plant protection products. Deliverable 3.4 Work Package 3: Models of exposure to agricultural pesticides for bystanders and residents. EU seventh framework programme.

Butler Ellis, M. C.; Miller, P.C.H. (2010): The Silsoe Spray Drift Model: A model of spray drift for the assessment of non-target exposures to pesticides. In: *Biosystems Engineering* 107 (3), S. 169–177.

Butler Ellis, M. C.; Underwood, B.; Peirce, M. J.; Walker, C. T.; Miller, P.C.H. (2010): Modelling the dispersion of volatilised pesticides in air after application for the assessment of resident and bystander exposure. In: *Biosystems Engineering* 107 (2), S. 149–154.

Butler Ellis, M. Clare; van de Zande, Jan C.; van den Berg, Frederik; Kennedy, Marc C.; O'Sullivan, Christine M.; Jacobs, Cor M. et al. (2017): The BROWSE model for predicting exposures of residents and bystanders to agricultural use of plant protection products: An overview. In: *Biosystems Engineering* 154, S. 92–104.

Carlsen, S.C.K.; Spliid, N. H.; Sensmark, B. (2006): Drift of 10 herbicides after tractor spray application. 2. Primary drift (droplet drift). In: *Chemosphere* 64 (5), S. 778–786.

Carter, Andrée (2000): How pesticides get into water - and proposed reduction measures. In: *Pesticide Outlook* 11 (4), S. 149–156.

Castro, Mariano J. L.; Ojeda, Carlos; Cirelli, Alicia Fernández (2014): Advances in surfactants for agrochemicals. In: *Environ Chem Lett* 12 (1), S. 85–95.

Cessna, A. J.; Larney, F. J.; Kerr, L. A.; Bullock, M. S. (2006): Transport of trifluralin on wind-eroded sediment. In: *Canadian Journal of Soil Science* (86), S. 545–554.

Chambre d'agriculture d'Alsace (Hg.) (o.D.a): Agrarökologie am Oberrhein. Innovative Praxis und Bildung. Online verfügbar unter <https://agroecologie-rhin.eu/de/home/>, zuletzt geprüft am 11.05.2020.

Chambre d'agriculture d'Alsace (Hg.) (o.D.b): RePP'Air : Suivi des produits phytosanitaires dans l'air. Online verfügbar unter <https://grandest.chambre-agriculture.fr/agro-environnement/qualite-de-lair/reppair-suivi-des-produits-phytosanitaires-dans-lair/>, zuletzt geprüft am 11.05.2020.

Chen, Jin ling; Horne, Paul A.; Jackson, W. R.; Lichti, Gottfried; Park, Darren (1994): Volatility control for foliage-applied chlorpyrifos by using controlled release emulsions. In: *Journal of Controlled Release* (29), S. 83–95.

Coscollà, Clara; Colin, Patrice; Yahyaoui, Abderrazak; Petrique, Olivier; Yusà, Vicent; Mellouki, Abdelwahid; Pastor, Agustin (2010): Occurrence of currently used pesticides in ambient air of Centre Region (France). In: *Atmospheric Environment* 44 (32), S. 3915–3925.

Coscollà, Clara; López, Antonio; Yahyaoui, Abderrazak; Colin, Patrice; Robin, Corine; Poinignon, Quentin; Yusà, Vicent (2017): Human exposure and risk assessment to airborne pesticides in a rural French community. In: *The Science of the total environment* 584-585, S. 856–868.

Coupe, R. H.; Manning, M. A.; Foreman, W. T.; Goolsby, D. A.; Majewski, M. S. (2000): Occurrence of Pesticides in Rain and Air in Urban and Agricultural Areas of Mississippi, April-September 1995. In: *Science of the Total Environment* 258 (2-3), S. 227–240.

Da Silva, J. P.; Da Silva, A. M.; Khmelinskii, I. V. (2001): Dissipation of triadimefon on the solid/gas interface. In: *Chemosphere* (45), S. 875–880.

Davis, B. N. K.; Brown, M. J.; Frost, A. j.; Yates, T. J. Plant, R. A. (1994): The Effects of Hedges on Spray Deposition and on the Biological Impact of Pesticide Spray Drift. In: *Ecotoxicology and Environmental Safety* 27, S. 281–293.

Degrendele, C.; Okonski, K.; Melymuk, L.; Landlová, L.; Kukučka, P.; Audy, O. et al. (2016): Pesticides in the atmosphere: a comparison of gas-particle partitioning and particle size distribution of legacy and current-use pesticides. In: *Atmos. Chem. Phys.* 16 (3), S. 1531–1544.

Désert, M.; Ravier, S.; Quinapallo, A.; Wortham, H.; Quivet, E.; Lapeyrie, S. et al. (2017): Air monitoring of pesticide residues in Provence-Alpes-Côte d'Azur and Corsica. University of York, 2017.

Dijk, Harrie F.G. van; Pul, W. A.J. van; Voogt, P. de (Hg.) (1999): Fate of Pesticides in the Atmosphere: Implications for Environmental Risk Assessment: Kluwer Academic Publishers.

Dubus, I. G.; Hollis, J. M.; Brown, C. D. (2000): Pesticides in rainfall in Europe. In: *Environmental Pollution* (110), S. 331–344.

EFSA (2014): Guidance on the assessment of exposure of operators, workers, residents and bystanders in risk assessment for plant protection products. In: *EFSA Journal* 12 (10), S. 3874.

Eigenbrodt (Hg.) (2014): Automatic Precipitation Sampler (Collector) and Analyser (Monitor). Online verfügbar unter https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=2ahUKEwik7JezvqvpAhWQ_aQKHRk1DFcQFjAAegQIAhAB&url=https%3A%2F%2Fwww.eigenbrodt.de%2Ffileadmin%2Fuser_upload%2Fdownload_allgemein%2FZusatz_EIG_speziell%2FCatalogue_Collector_1607.pdf&usg=AOvVaw0xehUyVrUv4vMUws1ZOEde.

Espallardo, Teresa Vera; Munoz, Amalia; Palau, José Luis (Hg.) (2012): Pesticide Residues in the Atmosphere. Unter Mitarbeit von Hamir S. Rathore und Leo M.L. Nollet (Pesticides Evaluation of Environmental Pollution).

Esworthy, Robert (2015): Air Quality: EPA's 2013 Changes to the Particulate Matter (PM) Standard. In: *Congressional Research Service*.

EURL (2020): QuPPE-PO. Online verfügbar unter https://www.eurl-pesticides.eu/docs/public/tmpl_article.asp?LabID=200&CntID=1115&Theme_ID=1&Pdf=False&Lang=EN, zuletzt aktualisiert am 12.02.2020, zuletzt geprüft am 04.06.2020.

Fécan, F.; Marticorena, B.; Bergametti, G. (1999): Parametrization of the increase of the aeolian erosion threshold wind friction velocity due to soil moisture for arid and semi-arid areas. In: *Annales Geophysicae, European Geosciences Union* 17 (1), S. 149–157.

Felsot, Allan S.; Unsworth, John B.; Linders, Jan B.H.J.; Roberts, Graham; Rautmann, Dirk; Harris, Caroline; Carazo, Elizabeth (2011): Agrochemical spray drift; assessment and mitigation - A review. In: *Journal of Environmental Science and Health, Part B* (46), S. 1–23.

Fenske, Richard; Yost, Michael; Galvin, Kit; Tchong, Maria; Negrete, Maria; Palmendez, Pabli; Fitzpatrick, COle (2009): Organophosphorus Pesticide Air Monitoring Project - Final Report. Hg. v. Washington State Department of Health Pesticide Program.

Fent, Gunnar (2004): Short-range transport and deposition of volatilised pesticides: Shaker Verlag.

FOCUS (2008): Pesticides in Air: Considerations for Exposure Assessment. Report of the FOCUS Working Group on Pesticides in Air, EC Document Reference SANCO/10553/2006 Rev 2 June 2008. 327 pp.

Frank, Michael P.; Graebing, Phillip; Chib, J. S. (2002): Effect of soil moisture and sample depth on pesticide photolysis. In: *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 50 (9), S. 2607–2614.

Fryrear, D. W.; Sutherland, R. L.; Davis, G.; Hardee, G.; Dollar, M. (1999): Wind Erosion Estimates with RWEQ and WEQ. In: *Proceedings of Conference Sustaining the Global Farm, 10th International Soil Conservation Organization Meeting, Purdue University*, S. 760–765.

Gamboa, Córdoba Leonel; Diaz, Karla Solano; Ruepert, Clemens; van Wendel de Joode, Berna (2020): Passive monitoring techniques to evaluate environmental pesticide exposure: Results from the Infant's Environmental Health study (ISA). In: *Environmental research* 184, S. 1–11.

Ganzelmeier, Heinz; Rautmann, Dirk; Spangenberg, Rüdiger; Streloke, Martin; Herrmann, Michael; Wenzelburger, Hans-Jürgen; Walter, Hans-Friedrich (1995): Studies on the spray drift of plant protection products. Results of a test program carried out throughout the Federal Republic of Germany. In: *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem* (305).

Gath, B.; Jaeschke, W.; Kubiak, R.; Ricker, I. (1993): Deposition monitoring of pesticides. Part 2. South Germany. In: *Nachrichtenblatt des deutschen Pflanzenschutzdienstes*.

Gehring, K. (2012): Neue Anwendungsbestimmungen für Clomazone-haltige Rapsherbizide. Rapsherbizidmarkt 2012 im Umbruch. Hg. v. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. Institut für Pflanzenschutz - Herbologie.

Gehring, K. (2016): Wirkstoffbelastung durch Verflüchtigung und Abdrift von Pendimethalin und Prosulfocarb vermeiden. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft; Institut für Pflanzenschutz - Herbologie. Freising-Weihenstephan, 2016.

Gish, Timothy J.; Prueger, John H.; Kustas, William P.; Daughtry, C. S. T.; Mckee, Lynn G.; Russ, Andy; Hatfield, Jerry L. (2009): Soil moisture and metolachlor volatilization observations over three years. In: *J. environ. qual.* 38 (5), S. 1785–1795.

Glotfelty, Dwight E.; Taylor, W. A.; Turner, Benjamin C.; Zoller, William H. (1984): Volatilization of Surface-Applied Pesticides from Fallow Soil. In: *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 32 (3), S. 638–643.

Golla, Burkhard; Strassemeyer, Jörn; Koch, Heribert; Rautmann, Dirk (2011): Eine Methode zur stochastischen Simulation von Abdriftwerten als Grundlage für eine georeferenzierte probabilistische Expositionsabschätzung von Pflanzenschutzmitteln. In: *Journal für Kulturpflanzen* 63 (2), S. 33–44.

González-Curbelo, M.Á.; Socas-Rodríguez, B.; Herrera-Herrera, A. V.; González-Sálamo, J.; Hernández-Borges, J.; Rodríguez-Delgado, M.Á. (2015): Evolution and applications of the QuEChERS method. In: *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 71, S. 169–185.

Gooijer, Y. M.; Hoftijser, G. Q.; Lageschaar, L.C.C.; Oerlemans, A.; Scheepers, P.T.J.; Kivits, C. M. et al. (2019): Research on exposure of residents to pesticides in the Netherlands. OBO flower bulbs. Utrecht University.

Goossens, Dirk; Gross, Jens; Spaan, Wim (2001): Aeolian dust dynamics in agricultural land areas in Lower Saxony, Germany. In: *Earth Surf. Process. Landforms* 26 (7), S. 701–720.

Goossens, Dirk; Riksen, Michel (2004): Wind erosion and tillage as a dust production mechanism on North European farmland. Observations, simulations, modelling. In: *Wind Erosion and Dust Dynamics: Observations, Simulations, Modelling*, S. 15–40.

Górecki, Tadeusz; Namieśnik, Jacek (2002): Passive sampling. In: *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 21 (4), S. 276–291.

Grass, B.; Wenclawiak, B. W.; Rüdell, H. (1994): Influence of air velocity, air temperature, and air humidity on the volatilisation of trifluralin from soil 28 (3), S. 491–499.

Greatti, Moreno; Barbattini, Renzo; Stravisi, Antonella; Sabatini, Anna Gloria; Rossi, Simona (2006): Presence of the a.i. imidacloprid on vegetation near corn fields sown with Gaucho® dressed seeds. In: *Bulletin of Insectology* 59 (2), S. 99–103.

Greatti, Moreno; Sabatini, Anna Gloria; Barbattini, Renzo; Rossi, Simona; Stravisi, Antonella (2003): Risk of environmental contamination by the active ingredient imidacloprid used for corn seed dressing. Preliminary results. In: *Bulletin of Insectology* 56 (1), S. 69–72.

- GREGORY, J.; WILSON, G.; SINGH, U.; DARWISH, M. (2004): TEAM: integrated, process-based wind-erosion model. In: *Environmental Modelling & Software* 19 (2), S. 205–215.
- Greulich, Kerstin; Alder, Lutz (2008): Fast multiresidue screening of 300 pesticides in water for human consumption by LC-MS/MS. In: *Analytical and bioanalytical chemistry* 391 (1), S. 183–197.
- Grisso, Robert; ASkew, Shawn D.; McCall (2019): Nozzles: Selection and Sizing. In: *Virginia Cooperative Extension, Virginia Tech* (442-032).
- Guth, J. A.; Reischmann, F. J.; Allen, R.; Arnold, D.; Hassink, J.; Leake, C. R. et al. (2004): Volatilisation of crop protection chemicals from crop and soil surfaces under controlled conditions--prediction of volatile losses from physico-chemical properties. In: *Chemosphere* 57 (8), S. 871–887.
- Haberlah-Korr, Verena (2016): Dropleg-Düsen. Feldversuche zur bienenschonenden Blütenspritzung. In: *Innovation* (2), S. 10–11.
- Hagen, L. J. (1991): A wind erosion prediction system to meet user needs. In: *Journal of Soil and Water Conservation*, S. 106–111.
- Hassink, Jan; Platz, Klaus; Stadler, Reinhold; Zangmeister, Werner; Fent, Gunnar; Möndel, Martin; Kubiak, Roland (2007): Comparison of wind tunnel and field experiments to measure potential deposition of fenpropimorph following volatilisation from treated crops. In: *Pest Management Science* 63 (2), S. 171–179.
- He, Zeying; Wang, Lu; Peng, Yi; Luo, Ming; Wang, Wenwen; Liu, Xiaowei (2015): Multiresidue analysis of over 200 pesticides in cereals using a QuEChERS and gas chromatography-tandem mass spectrometry-based method. In: *Food chemistry* 169, S. 372–380.
- Hebert, Vincent R.; Miller, Glenn C. (1990): Depth Dependence of Direct and Indirect Photolysis on Soil Surfaces. In: *Journal of Agricultural and Food Chemistry* (38), S. 913–918.
- Heimbach, U.; Stähler, M.; Schwabe, K.; Pistorius, J.; Schenke, D.; Georgiadis, P.-T. (2012): Abdrift von wirkstoffhaltigen Stäuben bei der Saat - Mehrjährige Daten aus Raps- und Maisaussaat. Deutsche Pflanzenschutztagung "Pflanzenschutz - alternativlos". Braunschweig, 2012.
- Hofman, V. (2018): Spray Equipment and Calibration. In: *Agricultural and Biosystems Engineering*.
- Hofmann, F.; Bär, K.; Plaß-Kruse, M.; Vogt, C.; Holzheid, F.; Vengels, J. (2018): Vom Winde verweht. Messung von Pestiziden in der Luft im Winschgau 2018. In: *Umweltinstitut München e.V.*
- Hofmann, F.; Schlechtriemen, U.; Kruse-Plaß, M.; Wosniok, W. (2019): Biomonitoring der Pestizid-Belastung der Luft mittel Luftgüte-Rindenmonitoring und Multi-Analytik auf >500 Wirkstoffe inklusive Glyphosat 2014-2018. Hg. v. TIEM Integrierte Umweltüberwachung GbR (2018).
- Hofmann, Frieder; Schlechtriemen, Ulrich (2014): Durchführung einer Bioindikation auf Pflanzenschutzmittelrückstände mittels Luftgüte-Biomonitoring, Passivsammlern und Vegetationsproben. Hg. v. TIEM Integrierte Umweltüberwachung GbR.
- Hofmann, Frieder; Schlechtriemen, Ulrich; Wosniok, Werner (2001): Luftgüte-Rindenmonitoring. In: *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 13 (171).

- Höhn, Heinrich; Kuske, Stefan; Schweizer, Simon; Naef, Andreas (2014): Einfluss von Driftreduktionsmaßnahmen. In: *Schweizer Zeitschrift für Obst- und Weinbau* (7), S. 8–11.
- Holterman, H. J.; Zande, Jan C. van de; Porskamp, H.A.J.; Michielsen, J.M.G.P. (1998): IDEFICS: a physical model of spray drift from boom sprayers in agriculture. ILASS-Europe.
- Hommen, Udo; Schäfers, C.; Roß-Nickoll, M.; Ratte, Toni (2004): Auswertung der wichtigsten in Deutschland durchgeführten Monitoringstudien zu Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielorganismen. Hg. v. Fraunhofer Institut Molekularbiologie und Angewandte Oekologie.
- Hou, Xue; Han, Mei; Dai, XiaoHang; Yang, XiaoFeng; Yi, Shengguo (2013): A multi-residue method for the determination of 124 pesticides in rice by modified QuEChERS extraction and gas chromatography-tandem mass spectrometry. In: *Food chemistry* 138 (2-3), S. 1198–1205.
- Houbraken, Michael; Senaeve, D.; Dávila, E. L.; Habimana, V.; Cauwer, B. de; Spanoghe, P. (2018): Formulation approaches to reduce post-application pesticide volatilisation from glass surfaces. In: *Science of the Total Environment* (633), S. 728–737.
- Houbraken, Michael; van den Berg, Frederik; Butler Ellis, Clare M.; Dekeyser, Donald; Nuyttens, David; Schampheleire, Mieke de; Spanoghe, Pieter (2015): Volatilisation of pesticides under field conditions: inverse modelling and pesticide fate models. In: *Pest Management Science* 72 (7), S. 1309–1321.
- Jaarsveld, J. A. van; Pul, W. A. J. van (Hg.) (1999): Modelling of atmospheric transport and deposition of pesticides. Unter Mitarbeit von Harrie F.G. van Dijk, W. A.J. van Pul und P. de Voogt. Fate of Pesticides in the Atmosphere. Implications for Environmental Risk Assessment. Dordrecht/Boston/London: Kluwer Academic Publishers.
- Jarrah, Mahboube; Mayel, Sonia; Tatarko, John; Funk, Roger; Kuka, Katrin (2020): A review of wind erosion models: Data requirements, processes, and validity. In: *CATENA* 187, S. 1–16.
- Jones, R. W.; Lehr, D.; Simecek-Beatty, R.; Reynolds, Michael (2013): ALOHA® (Areal Locations Of Hazardous Atmospheres) 5.4.4: Technical Documentation. U.S. Dept. of Commerce, NOAA Technical Memorandum NOS OR&R 43. Seattle, WA: Emergency Response Division, NOAA. 96 pp.
- Jong, F.M.W. de; Luttik, R. (2003): Effects of atmospheric deposition of pesticides on terrestrial organisms in the Netherlands. In: *RIVM report 716601006/2003*.
- Julius Kühn-Institut (Hg.): Abdriftmindernde Säugeräte. Online verfügbar unter <https://www.julius-kuehn.de/at/ab/beizstellen-und-saegeraete/abdriftmindernde-saegeraete/>, zuletzt geprüft am 01.06.2020.
- Julius Kühn-Institut (Hg.) (2020): Statistische Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Praxis (PAPA). Online verfügbar unter <https://papa.julius-kuehn.de/>, zuletzt aktualisiert am 25.05.2020.
- Kämpfer, Christoph; Pelzer, Tanja; Wegener, Jens Karl; Hörsten, Dieter von (2014): Technische Möglichkeiten zur Pflanzenschutzmitteleinsparung im Obstbau. Hg. v. Jahrbuch Agrartechnik 2014. Braunschweig: Institut für mobile Maschinen und Nutzfahrzeuge.

- Kerler, Franz; Schönherr, Jörg (1988): Accumulation of lipophilic chemicals in plant cuticles: Prediction from octanol/water partition coefficients. In: *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* (17), S. 1–6.
- King, Kenneth; Collins, Christopher; Pham, Minh (2019): Air monitoring network results for 2018. Volume 8. Hg. v. California Department of Pesticide Regulation.
- Klöpper, W.; Haag, Franz; Kohl, Ernst-Günther (1988): Testing of the Abiotic Degradation of Chemicals in the Atmosphere: The Smog Chamber Approach. In: *Ecotoxicology and Environmental Safety* (15), S. 298–319.
- Klöpper, W.; Kaufmann, G.; Frank, R. (1985): Phototransformation of Air Pollutants: Rapid Test for the Determination of KOH. In: *Z. Naturforsch.* (40 a), S. 686–692.
- Koblizkova, Martina; Lee, Sum Chi; Harner, Tom (2012): Sorbent impregnated polyurethane foam disk passive air samplers for investigating current-use pesticides at the global scale. In: *Atmospheric Pollution Research* 3 (4), S. 456–462.
- Kosikowska, Monika; Biziuk, Marek (2010): Review of the determination of pesticide residues in ambient air. In: *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 29 (9), S. 1064–1072.
- Kreuger, J.; Lindström, B. (2019): Long-term monitoring of pesticides in air and atmospheric deposition in Sweden. IUPAC. Ghent, 20.05.2019.
- Kreuger, Jenny; Adielsson, Stina; Kylin, Henrik (2006): Monitoring of pesticides in atmospheric deposition in Sweden 2002–2005. Report to Swedish Environmental Protection Agency Contract No. 211 0543. Technical Report 103. Swedish University of Agricultural Science, Dept. Soil Sciences. Uppsala.
- Kruger, Greg R.; Klein, Robert N.; Ogg, Clyde L.; Vieira, Bruno C. (2019): Spray Drift of Pesticides.
- Krupke, C. H.; Hunt, G. J.; Eitzer, B. D.; Andino, G.; Given, K. (2012): Multiple Routs of Pesticide Exposure for Honey Bees Living Near Agricultural fields. In: *PLoS ONE* (7).
- Kubiak, Roland; Fent, Gunnar; Staffa, Christan; Neumann, P. (2011): Non-Target Ground Deposition of Dust Resulting from Sowing Pesticide Treated Seeds - Evaluation and Analysis of Current Experimental Datasets to Establish Dust Deposition Tables. EU-Workshop. Paris/Frankreich, 10.05.2011.
- Kubiak, Roland; Hommen, U.; Bach, M.; Classen, S.; Gergs, A.; Golla, Burkhard et al. (2014): Georeferenced probabilistic risk assessment of pesticides - Further advances in assessing the risk to aquatic ecosystems by spray drift from permanent crops. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.
- Kuchenbuch, Rolf O.; Holz, Jeanette; Buczko, Uwe (2011): Zusammenstellung und Bewertung von Probennahmeverfahren für den vorsorgenden und nachsorgenden Bodenschutz sowie die Abschätzung der Messunsicherheit für die Probennahme. Hg. v. Umweltbundesamt.
- Kwok, Eric S.C.; Atkinson, Roger (1995): Estimation of hydroxyl radical reaction rate constants for gas-phase organic compounds using a structure-reactivity relationship: an update. In: *Atmospheric Environment* 29 (14), S. 1685–1695.

Kylin, Henrik; Grimvall, Eva; Östman, Conny (1994): Environmental Monitoring of Polychlorinated Biphenyls using Pine Needles as Passive Samplers. In: *Environ. Sci. Technol.* (28), S. 1320–1324.

Lam, Monica W.; Tantuco, Kathleen; Mabury, Scott A. (2003): PhotoFate: a new approach in accounting for the contribution of indirect photolysis of pesticides and pharmaceuticals in surface waters. In: *Environmental science & technology* 37 (5), S. 899–907.

Larney, Francis J.; Cessna, Allan J.; Bullock, Murray S. (1999): Herbicide Transport on Wind - Eroded Sediment. In: *J. environ. qual.* 28 (5), S. 1412–1421.

Lavieille, Delphine; ter Halle, Alexandra; Richard, Claire (2008): Understanding mesotrione photochemistry when applied on leaves. In: *Environ. Chem.* 5 (6), S. 420.

Lehotay, Steven J.; Kok, André de; Hiemstra, Maurice; Bodegraven, Peter van (2005): Validation of a fast and easy method for the determination of residues from 229 pesticides in fruits and vegetables using gas and liquid chromatography and mass spectrometric detection. In: *Journal of AOAC International* 88 (2), S. 595–614.

Liess, Matthias; Ohe, Peter Carsten von der (2005): Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. In: *Environmental Toxicology and Chemistry* 24 (4), S. 954–965.

Linhart, C.; Niedrist, G. H.; Nagler, M.; Nagrani, R.; Temml, V.; Bardelli, T. et al. (2019): Pesticide contamination and associated risk factors at public playgrounds near intensively managed apple- and wine orchards. In: *Environmental Sciences Europe* 31 (28).

Luo, Yuzhou; Gao, Qiong; Yang, Xiusheng (2007): Dynamic modeling of chemical fate and transport in multimedia environments at watershed scale-I: theoretical considerations and model implementation. In: *Journal of Environmental Management* 83 (1), S. 44–55.

Luo, Yuzhou; Zhang, Minghua (2009): Multimedia transport and risk assessment of organophosphate pesticides and a case study in the northern San Joaquin Valley of California. In: *Chemosphere* 75 (7), S. 969–978.

Marrs, R. H.; Frost, A. j. (1997): A Microcosm Approach to the Detection of the Effects of Herbicide Spray Drift in Plant Communities. In: *Journal of Environmental Management* (50), S. 369–388.

Miller, P.C.H.; Hadfield, D. J. (1989): A simulation model of the spray drift from hydraulic nozzles. In: *Journal of Agricultural Engineering Research* (42), S. 135–147.

Muir, Derek C. G.; Segstro Mark D.; Welbourn, Pamela M.; Toom, Desiree; Eisenreich, Steven J.; Macdonald, Colin R.; Whelpdale, Doug M. (1993): Patterns of Accumulation of Airborne Organochlorine Contaminants in Lichens from the Upper Great Lakes Region of Ontario. In: *Environ. Sci. Technol.* (27), S. 1201–1210.

Müller, Jochen F.; Hawker, Darryl W.; Des Connell, W.; Kömp, Peter; McLachlan, Michael S. (2000): Passive sampling of atmospheric SOCs using tristearin-coated fibreglass sheets. In: *Atmospheric Environment* (34), S. 3525–3534.

Müller, M.; Klein, W. (1991): Estimating atmospheric degradation processes. In: *The Science of the total environment* (109/110), S. 261–273.

Nash, Ralph G. (1983): Comparative volatilization and dissipation rates of several pesticides from soil. In: *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 31 (2), S. 210–217.

Neururer, H.; Womastek, R. (1990): Über das Auftreten von Pflanzenschutzmitteln in der Luft. Hg. v. Bundesanstalt für Pflanzenschutz. Wien.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (Hg.) (o.D.): Niederschlagssammler. Online verfügbar unter https://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/wasserwirtschaft/niederschlagswasser/depositions_messnetz/niederschlagssammler/-38569.html, zuletzt geprüft am 11.05.2020.

Nikolakis, A.; Chapple, A.; Friessleben, R.; Neumann, P.; Schad, T.; Schmuck, R. et al. (2009): An effective risk management approach to prevent bee damage due to the emission of abraded seed treatment particles during sowing of seeds treated with bee toxic insecticides (423), S. 132–148.

Nordby, Alf; Skuterud, Rolf (1975): The effects of boom height, working pressure and wind speed on spray drift. In: *Weed Research* 14, S. 385–395.

Nuyttens, D.; Devarrewaere, W.; Verboven, P.; Foqué, D. (2013): Pesticide-laden dust emission and drift from treated seeds during seed drilling: a review. In: *Pest Management Science* (69), S. 564–575.

Nuyttens, D.; Schampheleire, M. de; Baetens, K.; Sonck, B. (2007): The Influence of Operator-Controlled Variables on Spray Drift from Field Crop Sprayers. In: *Transactions of the ASABE* 50 (4), S. 1129–1140.

Nuyttens, D.; Taylor, W. A.; Schampheleire, M. de; Verboven, P.; Dekeyser, D. (2009): Influence of nozzle type and size on drift potential by means of different wind tunnel evaluation methods. In: *Biosystems Engineering* 103 (3), S. 271–280.

Payá, Paula; Anastassiades, Michelangelo; Mack, Dorothea; Sigalova, Irina; Tasdelen, Bünyamin; Oliva, José; Barba, Alberto (2007): Analysis of pesticide residues using the Quick Easy Cheap Effective Rugged and Safe (QuEChERS) pesticide multiresidue method in combination with gas and liquid chromatography and tandem mass spectrometric detection. In: *Analytical and bioanalytical chemistry* 389 (6), S. 1697–1714.

Plimmer, Jack R. (1990): Pesticide loss to the atmosphere. In: *American Journal of Industrial Medicine* (18), S. 461–466.

Prueger, John H.; Gish, Timothy J.; McConnell, Laura L.; Mckee, Lynn G.; Hatfield, Jerry L.; Kustas, William P. (2005): Solar radiation, relative humidity, and soil water effects on metolachlor volatilization. In: *Environmental science & technology* 39 (14), S. 5219–5226.

Rautmann, Dirk; Osteroth, Hans-Jürgen; Herbst, Andreas; Wehmann, Hans-Joachim; Ganzelmeier, Heinz (2009): Prüfung abdriftmindernder Maissäugeräte. In: *Journal für Kulturpflanzen* 61 (5), S. 153–160.

Rautmann, Dirk; Streloke, Martin; Winkler, R. (2001): New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products. In: *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft. Workshop on Risk Assessment and Risk Mitigation Measures in the Context of the Authorization of Plant Protection Products*, S. 133–141.

- Reddy, P. Venkata Laxma; Kim, Ki-Hyun (2015): A review of photochemical approaches for the treatment of a wide range of pesticides. In: *Journal of hazardous materials* 285, S. 325–335.
- Reemtsma, Thorsten; Alder, Lutz; Banasiak, Ursula (2013a): A multimethod for the determination of 150 pesticide metabolites in surface water and groundwater using direct injection liquid chromatography-mass spectrometry. In: *Journal of chromatography. A* 1271 (1), S. 95–104.
- Reemtsma, Thorsten; Alder, Lutz; Banasiak, Ursula (2013b): Emerging pesticide metabolites in groundwater and surface water as determined by the application of a multimethod for 150 pesticide metabolites. In: *Water research* 47 (15), S. 5535–5545.
- Reetz, Jana; Zühlke, Sebastian; Spittler, Michael; Wallner, Klaus (2011): Neonicotinoid insecticides translocated in guttated droplets of seed-treated maize and wheat: a threat to honeybees? In: *Apidologie* (42), S. 596–606.
- Reichman, Rivka; Yates, Scott R.; Skaggs, Todd H.; Rolston, Dennis E. (2013): Effects of soil moisture on the diurnal pattern of pesticide emission: Comparison of simulations with field measurements. In: *Atmospheric Environment* 66, S. 52–62.
- Reiss, Richard; Griffin, John (2008): User's Guide for the Probabilistic Exposure and Risk model for FUMigants (PERFUM), Version 2.5. Hg. v. Exponent.
- Riksen, Michel; Brouwer, Floor; Graaff, Jan de (2003): Soil conservation policy measures to control wind erosion in northwestern Europe. In: *CATENA* 52 (3-4), S. 309–326.
- Roettele, Manfred (2016): Haupteintragswege von PSM in Oberflächengewässer. Gewässerschutz - Symposium. Groitzscher Hof, 27.09.2016.
- Rossi, Chiara de (2010): Pesticides in the atmosphere. Occurrence, distribution and behaviour of selected pesticides in the viticultural area of Trier, Germany. Dissertation. Universität Trier, Trier. Fachbereich VI Geographie/Geowissenschaften.
- Rüdel, H. (1997): Volatilisation of pesticides from soil and plant surfaces. In: *Chemosphere* 35 (1/2), S. 143–152.
- Ruppert, Felix (2017): Dropleg-Düsenteknik - eine Alternative in der Applikationstechnik im Ackerbau. Bad Kreuznacher Wintertagung. Dienstleistungszentrum Ländlicher Raum Rheinhessen-Nahe-Hunsrück, 2017.
- Saidi, M. S.; Rismanian, M.; Monjezi, M.; Zendeabad, M.; Fatehiboroujeni, S. (2014): Comparison between Lagrangian and Eulerian approaches in predicting motion of micron-sized particles in laminar flows. In: *Atmospheric Environment* 89, S. 199–206.
- Sanusi, Astrid; Millet, Maurice; Mirabel, Philippe; Wortham, Henri (2000): Comparison of atmospheric pesticide concentrations measured at three sampling sites: local, regional and long-range transport. In: *The Science of the total environment* (263), S. 263–277.
- Schamphelire, M. de; Nuyttens, D.; Baetens, K.; Cornelis, W.; Gabriels, D.; Spanoghe, P. (2009): Effects on pesticide spray drift of the physicochemical properties of the spray liquid. In: *Precision Agriculture* (10), S. 409–420.

- Scharf, J.; Bächmann, K. (1993): Verteilung von Pflanzenschutzmitteln in der Atmosphäre. Nah- und Ferntransportmessungen. In: *Nachrichtenblatt des deutschen Pflanzenschutzdienstes* 45 (4), S. 82–87.
- Schnier, H.-F.; Wenig, Guido; Laubert, Frank; Simon, Volker; Schmuck, R. (2003): Honey bee safety of imidacloprid corn seed treatment. In: *Bulletin of Insectology* 56 (1), S. 73–75.
- Schreiber, Fabio; Avila, Luis Antonio de; Scherner, Ananda; Moura, Diogo Da Silva; Martini, Alfran Tellechea (2016): Volatility of clomazone formulations under field conditions. In: *RBHerbicidas* 15 (3), S. 271.
- Schummer, Claude; Tuduri, Ludovic; Briand, Olivier; Appenzeller, Brice M.; Millet, Maurice (2012): Application of XAD-2 resin-based passive samplers and SPME-GC-MS/MS analysis for the monitoring of spatial and temporal variations of atmospheric pesticides in Luxembourg. In: *Environmental Pollution* 170, S. 88–94.
- Schweizer, Simon; Kauf, Peter; Höhn, Heinrich; Naef, Andreas (2013): Abdrift - Reduzierende Maßnahmen im Praxisversuch. In: *Agrarforschung Schweiz* 4 (11-12), S. 470–477.
- Seiler, Kurt; Erzinger, Florian; Wyss, Gabriela S. (2007): Pestizidrückstände auf Bio-Produkten. Beurteilung der Kontaminationswege am Beispiel Bio-Wein. Hg. v. FiBL - Forschungsinstitut für biologischen Landbau Schweiz. Online verfügbar unter <https://orgprints.org/13419/>.
- Shaw, William J.; Jerry Allwine, K.; Fritz, Bradley G.; Rutz, Frederick C.; Rishel, Jeremy P.; Chapman, Elaine G. (2008): An evaluation of the wind erosion module in DUSTAN. In: *Atmospheric Environment* 42 (8), S. 1907–1921.
- Siebers, Johannes; Binner, Rainer; Wittich, Klaus-Peter (2003): Investigation on downwind short-range transport of pesticides after application in agricultural crops. In: *Chemosphere* 51 (5), S. 397–407.
- Silva, Vera; Montanarella, Luca; Jones, Arwyn; Fernández-Ugalde, Oihane; Mol, Hans G. J.; Ritsema, Coen J.; Geissen, Violette (2018): Distribution of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in agricultural topsoils of the European Union. In: *The Science of the total environment* 621, S. 1352–1359.
- Statistische Ämter des Bundes und der Länder (Hg.) (2018): Atlas Agrarstatistik. Online verfügbar unter <https://atlas-agrarstatistik.nrw.de/>, zuletzt geprüft am 25.05.2020.
- Stehle, Sebastian; Dabrowski, James Michael; Bangert, Uli; Schulz, Ralf (2016): Erosion rills offset the efficacy of vegetated buffer strips to mitigate pesticide exposure in surface waters. In: *The Science of the total environment* 545-546, S. 171–183.
- Stork, A.; Ophoff, H.; Smelt, J. H.; Führ, F. (1998): Volatilization of Pesticides: Measurements Under Simulated Field Conditions. In: Fritz Führ (Hg.): *The lysimeter concept. Environmental behavior of pesticides. Developed from a symposium ... at the 213th National Meeting of the American Chemical Society, San Francisco, California, April, 13-17, 1997, Bd. 699.* Washington, DC: American Chemical Soc (ACS Symposium Series, 699), S. 21–39.
- Teske, Milton E.; Thistle, Harold W.; Fritz, Bradley K. (2019): Modeling Aerially Applied Sprays: An Update to AGDISP Model Development. In: *Transactions of the ASABE (in press)* 62 (2), S. 343–354.

Toure, Amadou A.; Rajot, Jean Louis; Garba, Zibo; Marticorena, Béatrice; Petit, Christophe; Sebag, David (2011): Impact of very low crop residues cover on wind erosion in the Sahel. In: *CATENA* 85 (3), S. 205–214.

UMEG Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden Württemberg (Hg.) (2002): Aktives Biomonitoring: Grünkohlexposition.

Amtliche Sammlung von Untersuchungsverfahren nach § 64 LFGB 00.00-136, Januar 2011: Untersuchung von Lebensmitteln. Bestimmung von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen und Metaboliten in Wasser mittels HPLC und Tandem-Massenspektrometrie.

Vera, T.; Munoz, Amalia; Mellouki, A.; Rodenas, M.; Vazquez, M. (2007): The use of EUPHORE facility for studying the atmospheric fate of pesticides. In: *XIII Symposium Pesticide Chemistry - Environmental Fate and Human Health*.

Villaverde, Juan José; Sevilla-Morán, Beatriz; López-Goti, Carmen; Alonso-Prados, José Luis; Sandín-España, Pilar (2017): Computational Methodologies for the Risk Assessment of Pesticides in the European Union. In: *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 65 (10), S. 2017–2018.

VO 1107/2009 (24.11.2009): VERORDNUNG (EG) Nr. 1107/2009 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 21. Oktober 2009 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln und zur Aufhebung der Richtlinien 79/117/EWG und 91/414/EWG des Rates.

Wan, H. B.; Wong, M. K.; Mok, C. Y. (1994): Comparative Study on the Quantum Yields of Direct Photolysis of Organophosphorus Pesticides in Aqueous Solution. In: *Journal of Agricultural and Food Chemistry* (42), S. 2625–2630.

Wang, C. J.; Liu, Z. Q. (2007): Foliar uptake of pesticides—Present status and future challenge. In: *Pesticide Biochemistry and Physiology* 87 (1), S. 1–8.

Wania, Frank; Shen, Li; Lei, Ying Duan; Teixeira, Camilla; Muir, Derek C. G. (2003): Development and Calibration of a Resin-Based Passive Sampling System for Monitoring Persistent Organic Pollutants in the Atmosphere. In: *Environ. Sci. Technol.* 37 (7), S. 1352–1359.

Washington State Department of Health (2009): Summary of Organophosphorus Pesticide Air Monitoring Project.

Weinfurtner, Karlheinz; Kördel, Werner (2012): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung Boden. Hg. v. Franhofer Institut für Molekularbiologie und Angewandte Ökologie.

Wenneker, M.; van de Zande, J. C. (2008): Spray drift reducing effects of natural windbreaks in orchard spraying. In: *Aspects of Applied Biology* (84), S. 1–8.

Wienhold, Brian J.; Gish, Timothy J. (1994): Effect of Formulation and Tillage Practice on Volatilization of Atrazine and Alachlor. In: *J. environ. qual.* 23 (2), S. 292–298.

Woodrow, J. E.; McChesney, Michael M.; Seiber, James N. (1990): Modeling the volatilization of Pesticides and their distribution in the atmosphere. In: *Long Range Transport of Pesticides* Chapter 5, S. 61–81.

Woodruff, N. P.; Siddoway, F. H. (1965): A Wind Erosion Equation. In: *Soil Science Society Proceedings*, S. 602–608.

Xing, Zisheng; Chow, Lien; Rees, Herb; Meng, Fanrui; Li, Sheng; Ernst, Bill et al. (2013): Influences of sampling methodologies on pesticide-residue detection in stream water. In: *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 64 (2), S. 208–218, zuletzt geprüft am 07.05.2020.

Yusà, V.; Coscollà, C.; Mellouki, W.; Pastor, A.; La Guardia, M. de (2009): Sampling and analysis of pesticides in ambient air. In: *Journal of chromatography. A* 1216 (15), S. 2972–2983.

Yusà, Vicent; Coscollà, Clara; Millet, Maurice (2014): New screening approach for risk assessment of pesticides in ambient air. In: *Atmospheric Environment* 96, S. 322–330.

Zwart, D. de (2003): Ecological effects of pesticide use in the Netherlands. Modeled and observed effects in the field dirch. In: *RIVM report 500002003*.

Zwertvaegher, Ingrid K. A.; Foqué, Dieter; Devarrewaere, Wouter; Verboven, Pieter; Nuyttens, David (2016): Assessment of the abrasion potential of pesticide-treated seeds using the Heubach test. In: *International journal of pest management* 62 (4), S. 348–359.

Tabelle 9: Überblick über Modelle zur Modellierung von Winderosion (Teil 1). Quelle: Jarrah et al. 2020

Table 1

Overview of the selected wind erosion models considered in this review.

Model	Primary Reference	Model Type	Time Scale	Space Scale	Software Requirements	Software Source
WEQ	Woodruff and Siddoway, 1965	Empirical	Annual average, long term	Agricultural/non-agricultural field	MS Windows 3.1 or later, MS Excel.	Excel version: https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/national/technical/tools/weps/?cid=nrcs144p2_080201
RWEQ	Fryrear et al., 1998	Empirical/ process-based	Single-event to weeks	Agricultural/non-agricultural field	DOS, can be translated to PCRaster	Open source: https://www.csl.ars.usda.gov/wewc/rweq/get_rweq.htm
WEPS	Hagen, 1991	Process-based	Daily to sub-hourly, long-term	Agricultural/non-agricultural field to region	Linux/Unix, Windows XP or newer and Java 8 or newer	Open source: https://www.ars.usda.gov/research/software
SWEEP	Tatarko et al., 2019	Process-based	Hourly to sub-hourly single-event	Agricultural/non-agricultural field	Windows XP or newer and Java 8 or newer	Open source: https://www.ars.usda.gov/research/software
EPIC	Williams et al., 1984	Empirical	Daily time-step, long term	Agricultural field to whole farm (multiple fields)	DOS, Windows, or Linux environment	Open source: https://epicapex.tamu.edu/epic/
APEX	Williams et al., 1995	Empirical	Daily time-step, long term	Agricultural field, small watersheds, landscape	DOS, Windows, or Linux environment	Open source: https://epicapex.tamu.edu/apex/
TEAM	Gregory et al., 1999	Process-based	Single-event	Different land segments	Windows 95, 98 or NT	Not publicly available
WEELS	Böhner et al., 2003	Process-based	Single-event	Multiple fields, user determined	SAGA-GIS, Windows, or Linux	Not publicly available

Tabelle 10: Überblick über Modelle zur Modellierung von Winderosion (Teil 1). Quelle: Jarrah et al. 2020

Model	Primary Input Parameters	Wind Erosion Output	Specific Goals
WEQ	Soil erodibility, I (aggregates > 0.84 mm); Roughness, K (ridge roughness); Climate, C (annual wind speed, precipitation, temperature); Field length, L (unsheltered distance); Vegetation, V (kind, quantity, orientation)	Average soil loss per area per year. Also available in tabular form (see source web site)	Estimate long-term average annual soil loss
RWEQ	Erodible fraction (aggregates > 0.84 mm); Soil crust (% clay and organic matter); Soil wetness (rainfall, irrigation, solar radiation); Weather (wind velocity, wind direction, rainfall, solar radiation, air temperature, snowfall); Tillage (soil roughness); Field geometry (field size, shape, orientation, length); Crop (live canopy cover, residue height, stalk diameter, number); Hills (slope gradient, length)	Average soil loss per area per year or shorter period	Estimate annual or daily soil erosion at a field scale and within the field
WEPS	Soil erodibility (% sand, silt, clay, bulk density, soil layer thickness), Surface cover (rocks); Soil surface condition (random and oriented roughness, aggregate size distribution, surface moisture); Climate (wind velocity, wind direction); Management (tillage and crop operations)	Soil loss/deposition by direction and size class as saltation plus creep, suspension and PM ₁₀	Simulate weather, field conditions, and wind erosion for soil conservation and environmental planning
SWEEP	Soil erodibility (% sand, silt, clay, bulk density, soil layer thickness); Surface cover (fraction of rock/crust, loose and erodible material on crust, flat/random biomass); Soil surface condition (random and oriented roughness, aggregate size distribution, surface moisture); Climate (wind velocity, wind direction)	Soil loss/deposition by direction and size class as saltation plus creep, suspension and PM ₁₀	Simulate soil loss for a given date for site-specific planned surface conditions and control practices
EPIC	Soil erodibility (aggregates > 0.84 mm); Roughness (random and oriented); Climate (annual wind speed, precipitation, temperature); Field length (unsheltered distance); Vegetation cover (kind, quantity, orientation)	Process associated with wind erosion	Determine the relationship between soil erosion and soil productivity.
APEX	Soil erodibility (aggregates > 0.84 mm); Roughness (random and oriented); Vegetation cover (standing biomass, standing crop residue, flat crop residue); Field length (field dimensions and orientation); Climate (daily precipitation, maximum and minimum air temperature, solar radiation, daily wind speed, relative humidity)	Soil loss, process associated with wind erosion	Simulate agricultural management systems
<i>(continued on next page)</i>			
Model	Primary Input Parameters	Wind Erosion Output	Specific Goals
TEAM	Soil erodibility (average % sand, silt, clay, rock cover); Wind erosivity (distance from windbreak, windbreak heights, windbreak density, wind speed); Climate (average hourly wind speed, relative humidity); Field geometry (field size, shape, orientation, length); Surface cover (vegetation cover, residue)	Total soil loss, soil movement rate over field	Simulate detachment and maximum transport rate of soil and associated dust loading to the environment
WEELS	Soil erodibility (% sand, silt, clay, organic matter); Wind erosivity (wind barrier heights, wind barrier density, wind speed); Roughness (cultivation and crop type); Land use (crop rotation, land use scenarios and statistics); Climate (precipitation, air temperature, air humidity, global radiation, wind speed)	Hours of erosion and soil loss	Assess spatial distribution of wind erosion risks for changing management strategies